Vlaanderen
is wetenschap

Habitats en soorten in een veranderend klimaat

Een selectie van kennis voor de periode 2015-2025

Maud Raman, Arthur De Haeck, Geert De Knijf, Kevin Maebe, Dirk Maes, Robbe Paredis, Sam Provoost, Andries Saerens, Geert Sioen, Jeroen Speybroeck, Arno Thomaes, Marijke Thoonen, Tina Tuerlings, Kris Vandekerkhove, Pieter Vangansbeke, Alexander Van Braeckel, Loïc Van Doorn, An Van den Broeck, Florian Van Hecke, Gunther Van Ryckegem en Jan Wouters

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Maud Raman, Arthur De Haeck, Geert De Knijf, Kevin Maebe, Dirk Maes, Robbe Paredis, Sam Provoost, Andries Saerens, Geert Sioen, Jeroen Speybroeck, Arno Thomaes, Marijke Thoonen, Tina Tuerlings, Kris Vandekerkhove, Pieter Vangansbeke, Alexander Van Braeckel, Loïc Van Doorn, An Van den Broeck, Florian Van Hecke, Gunther Van Ryckegem en Jan Wouters
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Lieve Vriens, Frank van de Meutter, Sam Provoost, Robbe Paredis, Marijke Thoonen, Tina Tuerlings, Margot Vermeylen, Bieke Maex, Steven De Saeger, Andy Van Kerckvoorde, Robbe Cool (UGent), Suzanna Lettens, Patrik Oosterlynck, Kris Vandekerkhove, An Van den Broeck, Pieter Vangansbeke, Arno Thomaes, Geert Sioen, Andries Saerens, Arthur De Haeck, Filiep T'Jollyn, Ine Pauwels, Robin Daelemans, Maud Raman

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
maud.raman@inbo.be

Wijze van citeren:
Raman M., De Haeck A., De Knijf G., Maebe K., Maes D., Paredis R., Provoost S., Saerens A., Sioen G., Speybroeck J., Thomaes A., Thoonen M., Tuerlings T., Vandekerkhove K., Vangansbeke P., Van Braeckel A., Van Doorn L., Van den Broeck A., Van Hecke F., Van Ryckegem G. en J. Wouters (2025). Habitats en soorten in een veranderend klimaat. Een selectie van kennis voor de periode 2015-2025. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (48). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.115522467

D/2025/3241/283
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (48)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Hilde Eggermont

Foto cover:
Yves Adams / Vildaphoto

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

Habitats en soorten in een veranderend klimaat

Een selectie van kennis voor de periode 2015-2025

Raman M., De Haeck A., De Knijf G., Maebe K., Maes D., Paredis R., Provoost S., Saerens A., Sioen G., Speybroeck J., Thomaes A., Thoonen M., Tuerlings T., Vandekerkhove K., Vangansbeke P., Van Braeckel A., Van Doorn L., Van den Broeck A., Van Hecke F., Van Ryckegem G. en J. Wouters

doi.org/10.21436/inbor.115522467

Vlaanderen
is wetenschap

www.vlaanderen.be/inbo

Dankwoord/Voorwoord

Heel veel dank aan zij die gedeelten van het rapport hebben nagelezen:

Algemene delen: Lieve Vriens

Habitatgroepen
Slikken en schorren: Frank van de Meutter
Duinhabitats: Sam Provoost, Robbe Paredis, Marijke Thoonen, Tina Tuerlings
Open wateren: Margot Vermeylen, Bieke Maex
Heide: Steven De Saeger
Graslanden: Steven De Saeger, Andy Van Kerckvoorde, Robbe Cool (UGent), Suzanna Lettens
Moerassen: Patrik Oosterlynck
Bossen: Kris Vandekerkhove, An Van den Broeck, Pieter Vangansbeke, Arno Thomaes, Geert Sioen, Andries Saerens, Arthur De Haeck

Cases soorten
Dagvlinders: Filiep T'Jollyn
Wilde bijen: Tina Tuerlings
Libellen: Ine Pauwels
Amfibieën: Robin Daelemans

Reflectie: Gunther Van Ryckegem, Jan Wouters, Dirk Maes
Het geheel: Maud Raman

doi.org/10.21436/inbor.115522467

Abstract

In dit rapport analyseren we de impact van klimaatverandering op habitats en soorten in Vlaanderen in de periode 2015–2025. We presenteren de waargenomen en gemodelleerde klimaattrends op Europees, Belgisch en Vlaams niveau en bespreken vervolgens hun gevolgen voor natuur en bos in Vlaanderen. Daarbij besteden we bijzondere aandacht aan veranderingen in temperatuur, neerslag, droogte, stormen en zeespiegelstijging.

Het rapport onderzoekt de gevoeligheid van verschillende habitattypes — zoals slikken en schorren, duinhabitats, open wateren, heide, graslanden, moerassen en bossen — voor klimaatverandering. Daarnaast analyseren we de impact op specifieke soortgroepen, waaronder dagvlinders, wilde bijen, libellen en amfibieën. We beschrijven de verwachte effecten op onder meer fenologie, verspreiding en ecosysteemdynamiek. Verder brengt het rapport klimaatadaptieve maatregelen in kaart die de weerbaarheid van natuur en bos kunnen versterken.

Het rapport biedt actuele inzichten uit recent onderzoek, met als doel beleidsmakers, terreinbeheerders en andere betrokkenen te ondersteunen bij het integreren van klimaatadaptatie in natuurbeheer en beleidsinstrumenten.

English abstract

This report analyzes the impact of climate change on habitats and species in Flanders during the period 2015–2025. It presents observed and modelled climate trends at the European, Belgian, and Flemish levels, and subsequently discusses their effects on nature and forests in Flanders. Particular attention is given to changes in temperature, precipitation, drought, storms, and sea level rise.

The report examines the sensitivity of various habitat types — such as mudflats and salt marshes, dune habitats, open waters, heathlands, grasslands, marshes, and forests — to climate change. It also analyzes the impact on specific species groups, including butterflies, wild bees, dragonflies, and amphibians. Expected effects on phenology, distribution, and ecosystem dynamics are described.

In addition, the report maps out climate-adaptive measures that can enhance the resilience of nature and forests. It offers up-to-date insights from recent research, with the aim of supporting policymakers, land managers, and other stakeholders in integrating climate adaptation into nature management and policy instruments.

doi.org/10.21436/inbor.115522467

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord 1
Abstract 1
English abstract 2
Inhoudstafel 3
Lijst van figuren 7
1 Inleiding 10
1.1 Aanleiding 10
1.2 Doelstelling 11
1.3 Plan van aanpak 11
2. Globale klimaatverandering 13
3. Klimaatverandering in Europa 16
4. Klimaatverandering in België 22
5. Hoe gevoelig zijn habitatgroepen voor klimaat- verandering en hoe passen ze zich aan? 33
5.1 Slikken en schorren 33
5.1.1 Effecten van klimaatverandering op schorren 33
5.1.2 Literatuur 43
5.2 Duinhabitats 48
5.2.1. Effecten van klimaatverandering op duinhabitats 48
5.2.1.1. Zeespiegelstijging 48
5.2.1.2. Fixatie en vegetatieontwikkeling 51
5.2.1.3. Hydrologie 52
5.2.1.4. Verschuiving in soortensamenstelling 53
5.2.2 Klimaatadaptatie 55
5.2.2.1. Zeespiegelstijging en kustbescherming 55
5.2.2.2. Fixatie van duinen 57
5.2.2.3. Toename van de hydrologische dynamiek 59
5.2.2.4. Verschuiving in soortensamenstelling 61
5.2.3. Literatuur 63
5.3 Open wateren 70
5.3.1 Effecten van klimaatverandering op open wateren 70
5.3.1.1 Hydrologische veranderingen 70
5.3.1.2 Temperatuurswijzigingen 72
5.3.1.3 Invasieve exoten 73
5.3.2 Klimaatadaptatie 74
5.3.3 Literatuur 76

doi.org/10.21436/inbor.115522467

5.4 Heide..... 80
5.4.1 Klimaateffecten op het heide-ecosysteem.....80
5.4.1.1 Areaalverschuiving door globale klimaatverandering..... 80
5.4.1.2 Verandering in overstromingsdynamiek.....80
5.4.1.3 Droogtestress en hitte..... 83
5.4.1.4 Een langer groeiseizoen.....86
5.4.1.5 Natuurbrand of spontane brand.....86
5.4.1.6 Effecten op heidesoorten..... 87
5.4.2 Gecombineerde effecten met andere drukken.....88
5.4.2.1 Interactie met vermesting en verzuring..... 89
5.4.2.2 Interactie met beheer.....89
5.4.2.3 Interactie met natuurherstel..... 90
5.4.2.4 Toegenomen landschapsdynamiek.....90
5.4.2.5 Interacties met invasieve soorten, ziektes en plagen..... 90
5.4.2.6 Interactie met verdroging.....91
5.4.3 Klimaatadaptieve maatregelen voor heides..... 91
5.4.4 Literatuur..... 96
5.5 Graslanden..... 102
5.5.1 Effecten van klimaatverandering op graslanden.....102
5.5.1.1 Hydrologische veranderingen.....102
5.5.1.2 Voorjaarsvorst.....104
5.5.1.3 Droogtestress en hitte..... 104
5.5.1.4 Invasieve exoten..... 106
5.5.1.5 Gecombineerde effecten met andere drukken: effecten op koolstofvoorraden in de bodem..... 107
5.5.2 Klimaatadaptieve maatregelen voor graslanden..... 112
5.5.3 Literatuur..... 114
5.6 Moerassen.....119
5.6.1 Effecten van klimaatverandering op moerassen.....119
5.6.1.1 Hydrologische veranderingen.....119
5.6.1.2 Een langer groeiseizoen, geleidelijke opwarming.....123
5.6.1.3 Effecten op moerassoorten..... 123
5.6.1.4 Invasieve exoten..... 124
5.6.2 Gecombineerde effecten met andere drukken: interactie met beheer.....124
5.6.3 Klimaatadaptieve maatregelen voor moerassen..... 125
5.6.3.1 Klimaatadaptatie op landschapsschaal: nood aan grote, gevarieerde en goed verbonden moerassen.....125
5.6.3.2 Klimaatadaptatie op lokale schaal: weinig handvatten..... 125
5.6.4 Literatuur..... 126

5.7 Bossen..... 130
5.7.1 Effecten van klimaatverandering en klimaatverstoring op bossen..... 130
5.7.1.1 Klimaatgerelateerde abiotische stressfactoren in bossen..... 131
5.7.1.2 Optreden van ziekten en plagen.....136
5.7.2 Klimaatadaptieve maatregelen voor bossen..... 139
5.7.2.1. Klimaatbestendigheid: een combinatie van verminderde blootstelling en verhogen van het adaptief vermogen..... 139
5.7.2.2. Verminderde blootstelling : behoud en ontwikkeling van het bosmicroklimaat 140
5.7.2.3 Verhogen van het adaptief vermogen van bossen..... 144
5.7.2.4 Klimaatadaptatie op landschapsschaal: nood aan grote, gevarieerde en goed verbonden bossen.....149
5.7.3 Referenties.....149
6. Hoe gevoelig zijn soorten voor klimaatverandering en hoe passen ze zich aan aan klimaatverandering?..... 155
6.1 Case dagvlinders.....155
6.1.1. Klimaatextremen drijven het gentiaanblauwtje naar de rand van uitsterven in Vlaanderen.....155
6.1.1.1. Het gentiaanblauwtje: de koekoek onder de dagvlinders.....155
6.1.1.2. Monitoring: aantal eitjes van gentiaanblauwtje in vrije val..... 155
6.1.1.3. Een dodelijke cocktail van stikstof en klimaat.....156
6.1.1.4. Effecten van klimaatextremen op het Gentiaanblauwtje..... 157
6.1.1.5. Kunnen we het tij nog keren?..... 157
6.1.2. Klimaatverandering lokt de argusvlinder in een fenologische val..... 158
6.1.2.1. De argusvlinder..... 158
6.1.2.2. Verspreiding en trend..... 158
6.1.2.3. Oorzaken van achteruitgang..... 158
6.1.2.4. Klimaatverandering als voornaamste schuldige?.....159
6.1.2.5. De fenologische val..... 159
6.1.2.6. Toekomst.....160
6.1.3. Klimaatverandering maakt van de heivlinder af en toe een bosvlinder.....161
6.1.3.1. De heivlinder.....161
6.1.1.2. Belang van bosranden en bomen in de heide en schaduwkantjes in de duinen. 161
6.1.1.3. Soortenbeschermingsprogramma heivlinder..... 162
6.1.2. Literatuur..... 162
6.2 Case wilde bijen: Klimaatverandering en de toekomst van wilde bijenpopulaties..... 166
6.2.1 Het belang van bestuivers en hun bedreigingen.....166
6.2.2 Impact van klimaatsverandering op wilde bijen..... 166
6.2.2.1 Verhoogde mortaliteit..... 167

6.2.2.2 Verlaagde fecunditeit..... 167
6.2.2.3 Veranderingen in gedrag..... 168
6.2.2.4 Veranderingen in fenologie..... 169
6.2.2.5 Veranderingen in distributie..... 170
6.2.3 Interacties van klimaatverandering met andere factoren van achteruitgang..... 170
6.2.3.1 Habitatverlies- en versnippering..... 171
6.2.3.2 Verstedelijking..... 171
6.2.3.3 Pesticidegebruik..... 171
6.2.3.4 Tolerantie voor infecties..... 172
6.2.3.5 Invasieve soorten..... 172
6.2.4 Behoud – en beheersmaatregelingen in het oog op toenemende klimaatverandering..... 172
6.2.5 Referenties..... 174
6.3 Case libellen: Naar een klimaatadaptief beheer van vennen en heideplassen..... 182
6.3.1 Sterke achteruitgang van libellen gebonden aan vennen en heideplassen..... 182
6.3.2 Klimaatverandering: de druk teveel..... 183
3.6.3 Een niet aangepast beheer van heidegebieden..... 185
3.6.4 Conclusie..... 187
3.6.5 Referenties..... 187
6.4 Case amfibieën: Klimaatverandering en amfibieën in Vlaanderen..... 189
6.4.1 Klimaatverandering en habitatverlies en -fragmentatie..... 189
6.4.2 Klimaatverandering en ziektes..... 190
6.4.3 Klimaatverandering en temperatuur en vochtigheid..... 190
6.4.4 Klimaatverandering en invasieve soorten..... 192
6.4.5 Klimaatverandering en adaptatie..... 193
6.4.6 Positieve effecten..... 194
6.4.7 Wat we kunnen doen..... 194
6.4.8 Referenties..... 195
7. Reflectie: natuur onder een veranderend klimaat..... 197
7.2 Klimatologische trends in België..... 197
7.2 Gecombineerde effecten..... 197
7.3 Effecten van klimaatverandering op soorten..... 198
7.4 Effecten van klimaatverandering op habitats..... 199
7.5 Zijn sommige veranderingen onomkeerbaar?..... 199
7.6 Basisprincipes om natuur weerbaar te maken..... 200
7.7 Aanbevelingen voor het beleid..... 202
7.8 Slotwoord..... 202

Lijst van figuren

Figuur 1: Geobserveerde (1900-2020) en geprojecteerde (2021-2100) veranderingen in globale oppervlakte temperaturen (relatief tot 1850-1900) illustreren hoe het klimaat al veranderd is en nog steeds zal veranderen gedurende de levensduur van drie representatieve generaties (geboren in 1950, 1980 en 2020). Toekomstige projecties (2021-2100) van veranderingen in globale oppervlakte temperatuur worden getoond voor zeer lage (SSP1-1.9), lage (SSP1-2.6), intermediaire (SSP2-4.5), hoge (SSP3-7) en zeer hoge (SSP5-8.5) broeikasgas emissie scenario's. Veranderingen in de jaarlijkse globale oppervlakte temperatuur worden weergegeven als 'klimaatstrepen'. De kleuren op de 'generatie-afbeeldingen' komen overeen met de globale jaarlijkse temperatuur strepen voor elk jaar, met segmenten op toekomstige afbeeldingen differentiërend voor mogelijke toekomstige scenario's.....13

Figuur 2: Risico op verlies van soorten (30652 soorten: diersoorten en zeegras) weergegeven via het percentage van dieren die worden blootgesteld aan potentieel gevaarlijke temperatuurcondities. Hier worden de temperatuurcondities geprojecteerd boven de geschatte historische (1850-2005) maximale gemiddelde jaarlijkse temperatuur, ervaren door elke soort (IPCC 2023).....14

Figuur 3: Geobserveerde en geprojecteerde klimatologische trends in verschillende Europese regio's EC (EEA 2024).....16

Figuur 4: Impactketen op biodiversiteit en ecosystemen. Terrestrische en zoetwater ecosystemen (EEA 2024)..... 18

Figuur 5: Impactketen op biodiversiteit en ecosystemen. Mariene en kustecosystemen (EEA 2024)..... 19

Figuur 6: Inschatting van grote klimaatrisico's voor ecosystemen (EEA 2024)..... 20

Figuur 7: Waargenomen klimatologische trends in Ukkel (KMI 2020).....22

Figuur 8: Waargenomen klimatologische trends in België (KMI 2020).....23

Figuur 9: Resultaten trendanalyse op de hoogwaterstanden te Oostende o.b.v. de waarnemingen voor 1925 – 2019 (Willems 2019). De oscillaties staan bekend als de 18.6 jarige cyclus die het gevolg is van de inclinatie van de baan van de maan ten opzichte van het vlak van de aardse evenaar.....24

Figuur 10: Overzicht van de belangrijkste te verwachten toekomstige veranderingen op basis van klimaatprojecties van ALARO-0. De veranderingen worden uitgedrukt t.o.v. een 30-jarige historische periode (1961-1990 voor de temperatuur, en 1976-2005 voor de andere parameters) (KMI 2020)..... 26

Figuur 11: Scenario's voor zeespiegelstijging, zoals beschouwd in het complex project Kustvisie 27

Figuur 12. Schematische weergave van verwachte veranderingen in rivierdebieten in de komende decennia (rood) als gevolg van meer variatie doorheen het jaar en meer hydrologische extremen (figuur naar Willems 2014)..... 28

Figuur 13: Complementariteit tussen mitigatie en adaptatie ©ECA 2024..... 29

Figuur 14: Spelende kinderen in een klimaatbestendige omgeving ©www.blauwgroenvlaanderen.be..... 30
Figuur 15: Vegetatie met een (co-)dominantie van Reuzenbalsemien (Impatiens glandulifera) in 2013 (boven) en 2019 (onder) langsheen de Durme – appelblauwzeegroen in kaarten. 38
Figuur 16: De gemodelleerde 90% percentiel saliniteit voor de actuele situatie (2013 - groen) en een toekomstige situatie (2050 -blauw) met een klimaatscenario met 40 cm zeespiegelstijging. De verticale lijnen tonen de saliniteitsgrenzen (0.5 PSU, 5 PSU) en de tolerantiegrens voor wilgengroei (2 PSU; Markus-Michalczyk et al. 2014) met verschuiving (afstand tot Melle (km)) tussen de huidige situatie (groen) en de toekomstige situatie (blauw). De zoetwatergetijdenzone wordt kleiner, de zone waar bosvormende vegetatietypes kunnen voorkomen langs de as van het estuarium wordt kleiner (uit Vanoverbeke et al. 2023)..... 39
Figuur 17: Goudknopje in het Ketenisseschor @Yves Adams, Vilda.....41
Figuur 18: Blad van Struikaster @ecopedia.....42
Figuur 19: Relatie tussen de breedte van de duinengordel en de maximale gemiddelde freatische voorjaarsgrondwaterstanden (Provoost et al. 2020) die in die zones wordt waargenomen..... 50
Figuur 20: Den Diel, Mol © Yves Adams.....70
Figuur 21: Afgestorven droge heide (8/08/2024) na langdurig stagnerend water in de Kalmthoutse heide (© Marijke Thoonen)..... 81
Figuur 22: Overstroomde natte heide (25/02/2024) in de Kalmthoutse heide (© Steven De Saeger)..... 81
Figuur 23: Afgestorven natte heide (13/11/2024) na langdurig stagnerend water in de Kalmthoutse heide (© Steven De Saeger).....82
Figuur 24: Vervlakt landduin door regenerosie (© Marijke Thoonen)..... 83
Figuur 25: Door droogte afgestorven struikhei op landduin in de Kalmthoutse heide (© Marijke Thoonen).....84
Figuur 26: In vergraste, vaak verdroogde heide is geschikt leefgebied beperkt tot laagten, terwijl in goed ontwikkelde heide ook hoger gelegen gebieden beschikbaar zijn. Bij extreme regenval of te snelle vernatting kunnen soorten echter verdwijnen door overstromingen (Wallis de Vries et al. 2018b).....91
Figuur 27: Overstroomde graslanden in de Langemeersen (Oudenaarde) @Vilda, Yves Adams... 103
Figuur 28: Köppen-Geiger klimaatclassificatie (klimaatinfo 2024)..... 108
Figuur 29: Effect van klimaatverandering op niveau van de laagste grondwaterstand (GLG) in een gemiddeld jaar in Vlaanderen (hoog-impact klimaatscenario vergeleken met huidig klimaat) (VMM, s.d.).....120
Figuur 30: Invloed van struik- en boomopslag bij een grondwaterdaling. Groene pijlen wijzen op een toename, rode pijlen op een afname. De groen gekleurde factoren worden gestimuleerd door klimaatopwarming. Naar Waddington et al. (2015).....121
Figuur 31: Effect van een haag op een aantal microklimaat-variabelen (energieinput, windsnelheid, evaporatie en luchttemperatuur) (gewijzigd naar Forman & Baudry, 1984)..... 126

Figuur 32: Tijdsreeks voor de natuurindicator ‘Bladontwikkeling van beuk en eik’. De lijn toont de gemodelleerde trend, de blauwe zone is het 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: Natuurindicatoren.be)....134
Figuur 33: Schematische voorstelling van een goede zonering van beheertypes in grotere boscomplexen, waarbij behoud en versterking van het bosmicroklimaat in de centrale kern wordt gegarandeerd via nietsdoen-zones (paars) en boomgericht beheer (donkergroen). In de randzone is ruimte voor bosbeheer met lichtboomsoorten, hakhoutbeheer, kleinere kapvlaktes en permanente open plekken.... 143
Figuur 34: Trend van het aantal getelde eitjes per jaar in het Natuurpuntreservaat het Hageven (Bron: Maes et al. 2024)....156
Figuur 35: Schematische weergave van de fenologische val (© Van Dyck et al. 2015).... 160
Figuur 36: Schematische voorstelling van via welke effecten klimaatverandering kan veroorzaken bij wilde bijen en hun populaties, en welke andere oorzaken van bijenachteruitgang beïnvloed kunnen worden door klimaatverandering....167
Figuur 37: Paringsrad van de met uitsterven bedreigde speerwaterjuffer (Coenagrion hastulatum), een kenmerkende soort voor zwak gebufferde vennen © Geert De Knijf..... 183
Figuur 38: Voormalig voortplantingsbiotoop van de speerwaterjuffer in Limburg. Intensief natuurherstel resulteerde in het volledig verwijderen van de oevervegetatie en opslag van bomen en struiken nabij het ven. Hierdoor werd dit niet langer geschikt voor de speerwaterjuffer © Geert De Knijf.... 186
Figuur 39: Groeisnelheid van juveniele vuursalamanders Salamandra salamandra in functie van de temperatuurafwijking (verschil tussen de jaarlijkse gemiddelde temperatuur en het gemiddelde van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn....192
Figuur 40: Evolutie van jaarlijkse aanvangsdatum voortplanting heikikker Rana arvalis in zeven Limburgse populaties met lineaire trendlijn (Bron: Peter Engelen).... 193
Figuur 41: Evolutie van jaarlijkse aanvangsdatum paddentrek (5% van overgezette gewone padden Bufo bufo van dat jaar overgezet) (Bron: Paddenportaal Hyla werkgroep, Natuurpunt)....194

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In 2015 gaf de publicatie van Van der Aa et al. ons inzichten in de reële en verwachte effecten van klimaatverandering op natuur en bos in Vlaanderen. Sindsdien werd de klimaatverandering steeds meer zichtbaar, ook in Vlaanderen. Denk maar aan de overstromingen tijdens de zomer van 2021 en de extreem droge zomers van 2017, 2018, 2019, 2020 en 2022. Dergelijke extreme weersomstandigheden hebben gevolgen voor waterbeschikbaarheid, landbouw en mobiliteit. Ook bos en natuur hebben te lijden onder dergelijke events.
In dit kader vraagt het Agentschap Natuur en Bos een nieuw overzicht van de huidige kennis op basis van een literatuurstudie van Vlaams en internationaal onderzoek sinds 2015. Nieuwe publicaties en recent onderzoek geven ons bijkomende inzichten in de voortschrijdende klimaatverandering en de respons van natuur hierop. Met deze kennis willen ze hun beheerders informeren en sensibiliseren over de te verwachten effecten van klimaatverandering op habitats en soortengroepen.

Ook in de wetgeving zijn een aantal belangrijke stappen gezet: de Europese Klimaatwet[1], LULUCF-verordening[2], Europese Green Deal[3], Blue Deal[4], Natuurherstelwet[5] ...
Met het Vlaams klimaatadaptatieplan 2030[6] wil Vlaanderen enerzijds een beeld krijgen van hoe kwetsbaar Vlaanderen is voor klimaatverandering en anderzijds hoe we de weerbaarheid van Vlaanderen tegen de gevolgen van klimaatverandering kunnen verhogen. Hoe kunnen we ons zo goed mogelijk aanpassen aan de te verwachten effecten?

Daarom bespreken we in dit rapport niet alleen de belangrijke effecten van klimaatverandering op natuur en bos in Vlaanderen, maar geven we ook een oplijsting van maatregelen die nodig zijn om habitats en soorten -die gevoelig zijn voor klimaatverandering- weerbaarder te maken. Hoe kunnen we natuur klimaatadaptief maken? Hoe kunnen we habitats en soorten veerkrachtiger maken ten aanzien van klimaatverandering?

---

[1] Verordening (EU) 2021/1119 van het Europees Parlement en de Raad van 30 juni 2021 tot vaststelling van een kader voor de verwezenlijking van klimaatneutraliteit, en tot wijziging van Verordening (EG) nr. 401/2009 en Verordening (EU) 2018/1999 (“Europese klimaatwet”)
PE/27/2021/REV/1. ELI: http://data.europa.eu/eli/reg/2021/1119/oj
[2] Verordening (EU) 2018/841 van het Europees Parlement en de Raad van 30 mei 2018 inzake de opname van broeikasgasemissies en -verwijderingen door landgebruik, verandering in landgebruik en bosbouw in het klimaat- en energiekader 2030, en tot wijziging van Verordening (EU) nr. 525/2013 en Besluit nr. 529/2013/EU.
ELI: http://data.europa.eu/eli/reg/2018/841/2023-05-11
[3] https://klimaat.be/klimaatbeleid/europees/green-deal
[4] https://bluedeal.integraalwaterbeleid.be/over-blue-deal
[5] https://www.natuurenbos.be/natuurherstelwet#toc-meer-informatie-en-links
[6] https://omgeving.vlaanderen.be/nl/klimaat-en-milieu/klimaat/vlaams-klimaatadaptatieplan

1.2 Doelstelling

Het doel van deze publicatie is het vergroten van de kennisbasis:

- van de reële en verwachte effecten van klimaatverandering op natuur en bos in Vlaanderen en
- van klimaatadaptieve maatregelen voor habitats en soorten(groepen).

De kennis van dit naslagwerk kan dan verder worden geïntegreerd in besluitvormings- en ontwerpprocessen, beleidsinstrumenten, beheer- en groenprojecten, lespakketten, workshops, …

1.3 Plan van aanpak

Dit rapport is een korte weergave van enkele belangrijke effecten van klimaatverandering op habitats en soorten.
De onderzoeksvragen zijn:

- Wat is het effect van klimaatverandering en interacties met andere drukfactoren (temperatuur, neerslag, zeespiegelstijging, ...) op de toestand van onze habitats en soorten?
- Wat is het effect van klimaatverandering op verschillende overlevingsstrategieën van soorten (fenologie - areaal verschuivingen - fysiologische effecten - veranderende relaties/mismatches)? Wat is de impact van klimaatverandering op de migratie van soorten?
- Welke zijn de belangrijkste klimaatadaptatieve maatregelen voor deze habitats en soorten?
- Welke adaptieve (beheer)maatregelen kunnen veranderingen positief ondersteunen?
- Hoe maken we sensitieve habitats en soorten robuuster ten aanzien van de belangrijkste drukken en ten aanzien van klimaatverandering?
- Welke aanbevelingen m.b.t. beheer, uitbreiding van oppervlakte, plantmateriaal,... kunnen we voorstellen?

We gebruikten het rapport van Van der Aa et al. (2015) als uitgangsbasis. Dit wil zeggen dat we nieuwe inzichten zochten in literatuur die erna verschenen is. We maakten een selectie van belangrijke buitenlandse literatuur en publicaties van diverse kenniscentra in Vlaanderen. We raadpleegden vooral studies die (gedeeltelijk) relevant zijn voor de Vlaamse situatie om zo de reële bedreigingen en kansen beter in te schatten. Optioneel vulden we deze inzichten uit de literatuur aan met conclusies uit eigen onderzoek en hebben we externe experten bevraagd.
Met deze meta-analyse streven we geen volledigheid na. We wensen wel de meest relevante kennis voor de Vlaamse situatie samen te brengen. De auteurs konden zelf kiezen welke gedeelten in meerdere of mindere mate worden uitgewerkt. De hoofdstukken kunnen dus sterk van elkaar verschillen.
We hebben zowel habitatgroepen als soorten in beeld gebracht.
Voor habitatgroepen deden we dit voor slikken en schorren, duinhabitats, open wateren, heide, graslanden, moerassen en bossen. De auteurs behandelden waar relevant of beschikbaar:

- Verandering in overstromingsdynamiek

- Vernatting en verdroging ten gevolge van een verandering in de grondwatertafel
- Voorjaarsvorst
- Droogtestress en hitte
- Landschapsdynamiek: erosie, brand, storm
- Ziekten en plagen
- Gecombineerde effecten met andere drukken: eutrofiëring, invasieve exoten…

Vervolgens gaven we aanbevelingen om de habitatgroep meer veerkrachtig te maken ten aanzien van klimaatverandering. We gaven een oplijsting van voor de habitats belangrijke klimaatadaptieve maatregelen.

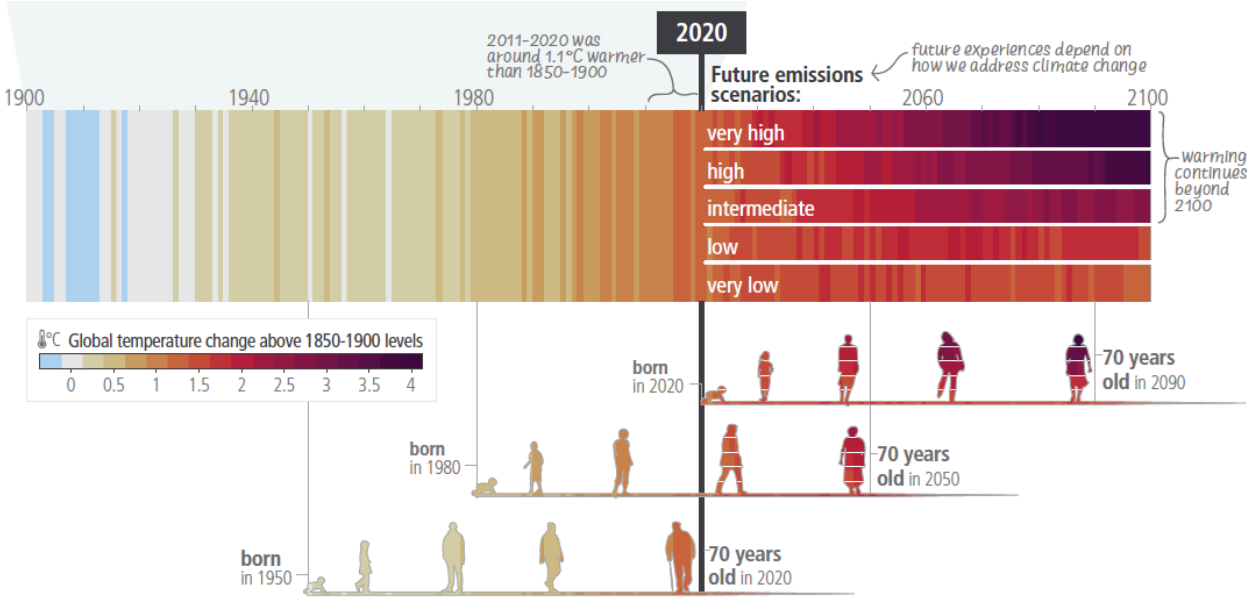
De auteurs die een soort of soortgroep behandelden waren vrij om een case aan te bieden. Dit kon een specifiek verhaal zijn voor één of meerdere klimaatgevoelige soorten of dit kon een weergave zijn van belangrijke effecten voor een soortgroep. We gaven een case voor vlinders, bestuivers, libellen en amfibieën.

Vooraleer we ons verder verdiepen in specifieke habitats en soorten richten we nog graag jullie aandacht op enkele recente resultaten van klimatologische waarnemingen en klimaatonderzoek in de wereld, Europa en België.

2. Globale klimaatverandering

Hoe evolueert de globale opwarming van de aarde en hoe draagt de mens hieraan bij?

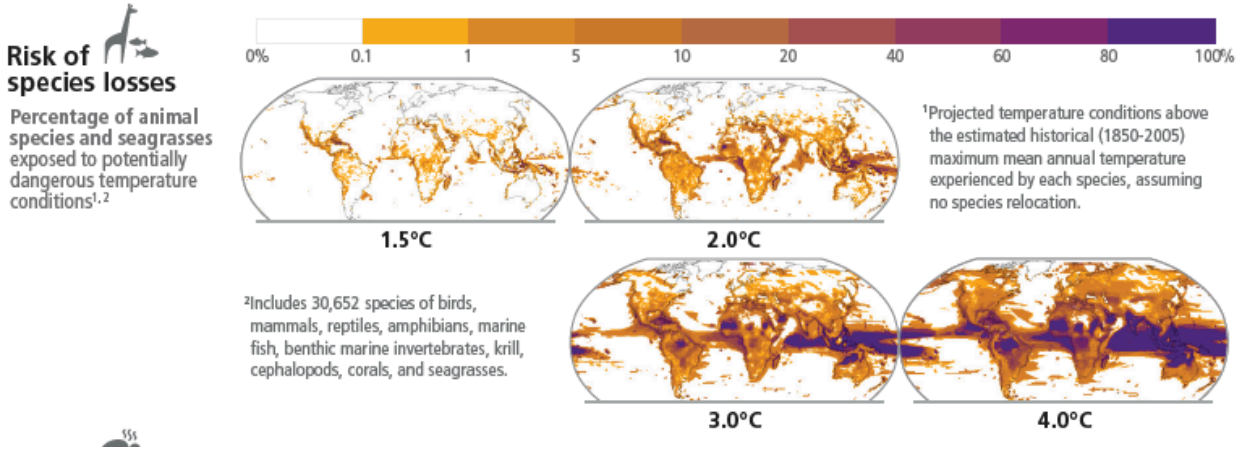
Een niet duurzaam energie- en landgebruik, levensstijl, consumptie- en productiepatronen dragen bij aan een toename van broeikasgassen in de periode van 2010-2019. In de periode 2011-2020 is er een toename waargenomen van de globale oppervlaktetemperatuur van 1.1 °C boven deze van 1850-1900. Dit kan leiden tot voedsel- en waterschaarste, een impact op de menselijke gezondheid en rechtstreekse schade aan industrieën en gemeenschappen. De meest kwetsbare groepen die vaak het minst bijdragen aan de huidige klimaatverandering worden soms het meest getroffen. Figuur 1 geeft de geobserveerde (1900-2020) en geprojecteerde (2021-2100) veranderingen weer in globale oppervlaktetemperaturen (relatief tot 1850-1900). Deze figuur illustreert hoe het klimaat al veranderd is en nog steeds zal veranderen gedurende de levensduur van drie representatieve generaties (geboren in 1950, 1980 en 2020) (IPCC 2023).



Figuur 1: Geobserveerde (1900-2020) en geprojecteerde (2021-2100) veranderingen in globale oppervlakte temperaturen (relatief tot 1850-1900) illustreren hoe het klimaat al veranderd is en nog steeds zal veranderen gedurende de levensduur van drie representatieve generaties (geboren in 1950, 1980 en 2020). Toekomstige projecties (2021-2100) van veranderingen in globale oppervlakte temperatuur worden getoond voor zeer lage (SSP1-1.9), lage (SSP1-2.6), intermediaire (SSP2-4.5), hoge (SSP3-7) en zeer hoge (SSP5-8.5) broeikasgas emissie scenario's. Veranderingen in de jaarlijkse globale oppervlakte temperatuur worden weergegeven als 'klimaatstrepen'. De kleuren op de 'generatie-afbeeldingen' komen overeen met de globale jaarlijkse temperatuur strepen voor elk jaar, met segmenten op toekomstige afbeeldingen differentiërend voor mogelijke toekomstige scenario's.

doi.org/10.21436/inbor.115522467

De globale opwarming[7] zal blijven toenemen en eerder de 1.5 °C bereiken of overschrijden in de nabije toekomst (2021-2040). Dit is voornamelijk te wijten aan toegenomen cumulatieve CO_2 emissies in bijna alle beschouwde klimaatscenario's en gemodelleerde pathways.
De toegenomen emissies zullen verder alle belangrijke klimaatcomponenten beïnvloeden, leidend tot een verdere opwarming. Aan deze opwarming zijn verschillende klimaatrisico's verbonden. In figuur 2 wordt het risico weergegeven voor verlies van soorten bij verschillende niveaus van globale opwarming (IPCC 2023).



Figuur 2: Risico op verlies van soorten (30652 soorten: diersoorten en zeegras) weergegeven via het percentage van dieren die worden blootgesteld aan potentieel gevaarlijke temperatuurcondities. Hier worden de temperatuurcondities geprojecteerd boven de geschatte historische (1850-2005) maximale gemiddelde jaarlijkse temperatuur, ervaren door elke soort (IPCC 2023).

Is er snelle actie nodig om onze toekomst veilig te stellen?
Klimaatrisico's en niet klimaatgebonden risico's zullen in de toekomst meer met elkaar interageren. Dit creëert versterkte of opeenvolgende risico's voor natuurlijke en menselijke systemen die complexer zijn en moeilijker te beheren. We streven best naar een flexibele, multi-sectorale, langetermijnplanning en implementatie van adaptatieacties met voordelen voor vele sectoren en systemen.

Sommige toekomstige veranderingen zijn onvermijdbaar of irreversibel, maar kunnen gelimiteerd worden door een grondige, snelle en duurzame reductie van broeikasgasemissies. Hoe hoger het niveau van globale opwarming, hoe meer kans op irreversibele veranderingen, hoe minder haalbaar en effectief verschillende adaptatieopties zullen worden (IPCC 2023).
Op dit moment is er nog een kans om een leefbare en duurzame toekomst veilig te stellen. Deze kans verkleint naarmate we langer wachten met het nemen van duurzame mitigatie- en adaptatiemaatregelen. Maatregelen die ondersteund worden door internationale samenwerking, een gecoördineerd en inclusief beleid en voldoende financiële middelen, vooral voor kwetsbare

[7] De globale opwarming wordt beschouwd als 20-jaar gemiddelden, relatief ten opzichte van de periode 1850-1900. De interne variabiliteit van de globale oppervlaktetemperatuur in een jaar is +-0.25 °C (5-95% interval).

regio's en groepen. De keuzes en acties die we de komende decennia zullen nemen, zullen nu en in de komende duizenden jaren impact hebben(IPCC 2023).

Referenties

IPCC (2023): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1-34, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001.

3. Klimaatverandering in Europa

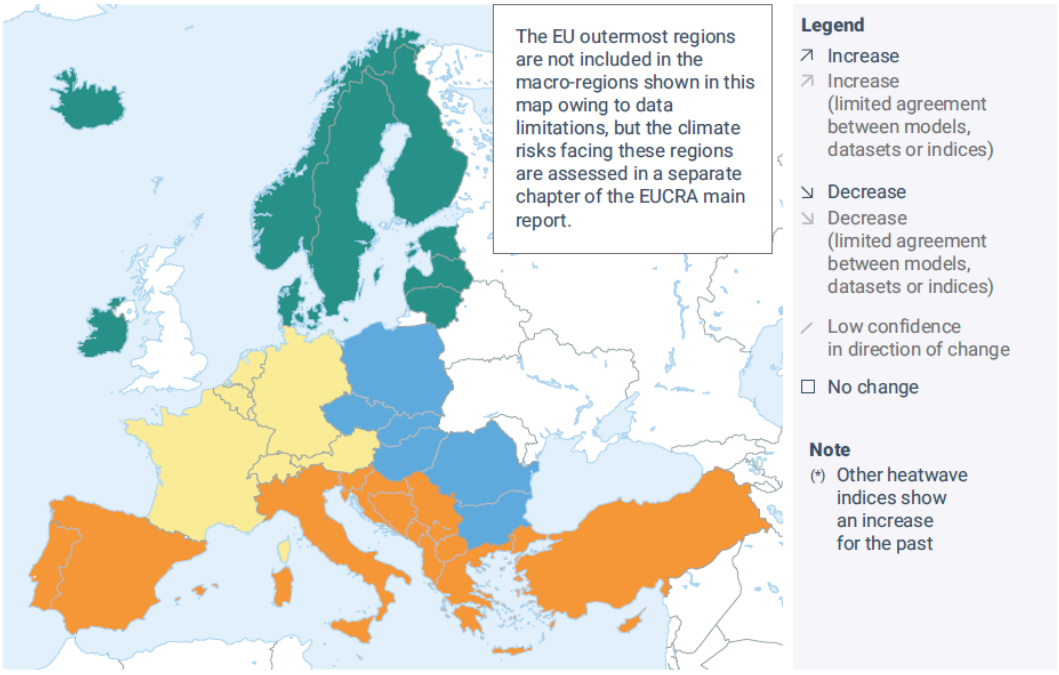
Welke zijn de belangrijkste waargenomen en geprojecteerde klimatologische trends in Europa?

Menselijke activiteiten hebben mede geleid tot een globale opwarming van de aarde. De gemiddelde globale temperatuur is tussen februari 2023 en januari 2024 met 1.5 °C gestegen ten opzichte van pre-industriële niveaus. 2023 was een uitzonderlijk warm jaar, met 1.48 °C boven pre-industriële niveaus.

Europa is het continent dat het snelst opwarmt. Extreme hitte komt meer frequent voor en neerslagpatronen veranderen. De intensiteit van stortbuien en andere neerslagextremen neemt toe. Getuige zijn de zware overstromingen die de laatste jaren in verschillende streken van Europa grote gevolgen hadden voor de mens. Tegelijkertijd zijn er in Zuid-Europa een toename van droogtes en sterke afname van neerslag (zie figuur 3, EEA 2024).

Land regions	Northern Europe			Western Europe			Central-eastern Europe			Southern Europe		
	Past	Future		Past	Future		Past	Future		Past	Future	
		Low	High		Low	High		Low	High		Low	High
Mean temperature	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Heatwave days	□(*)	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Total precipitation	↗	↗	↗	↗	/	↘	↗	↗	/	↘	↘	↘
Heavy precipitation	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Drought	↗	↘	↘	↗	/	↗	↗	/	↗	↗	↗	↗

European regional seas	Past	Future
Sea surface temperature	↗	↗
Sea level	↗	↗



Figuur 3: Geobserveerde en geprojecteerde klimatologische trends in verschillende Europese regio's EC (EEA 2024).

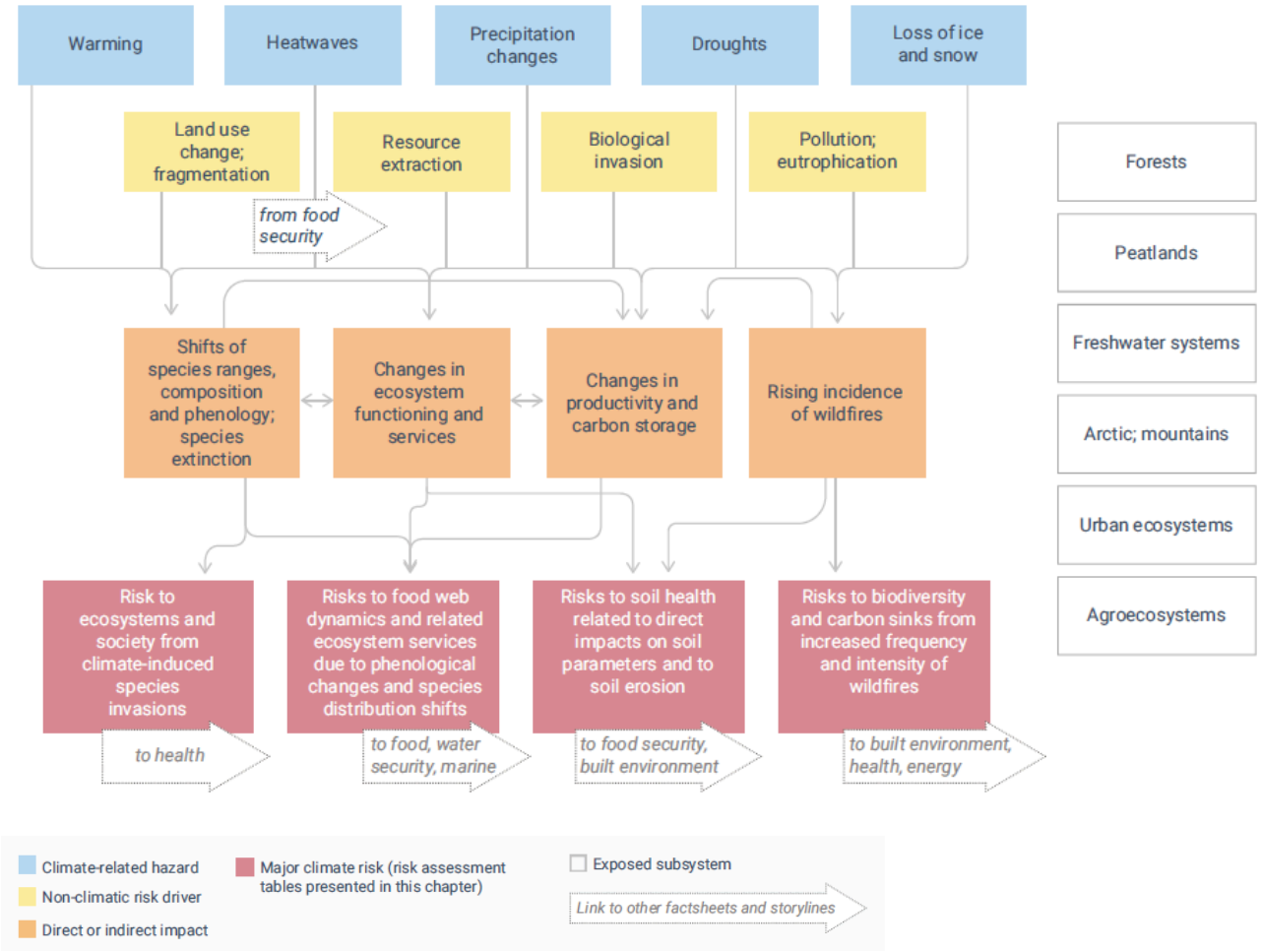
doi.org/10.21436/inbor.115522467

Welke klimaat- en andere factoren hebben impact op biodiversiteit en ecosystemen?
Verschillende drivers en hun interacties zorgen voor biodiversiteitsverlies en degradatie van ecosystemen in Europa (zie figuur 4). De impact van klimaatverandering wordt hierbij meer en meer zichtbaar. Vooral de opwarming en veranderingen in neerslagpatronen hebben impact op soorten en hun habitats. Opwarming kan een verschuiving veroorzaken in de timing van stadia van de levenscyclus van soorten. We zien een verandering in groei, fenologie en/of fitness. Veel soorten zullen uitwijken, waardoor de dynamiek in gemeenschappen verandert. Terwijl andere niet in staat zijn om te migreren of zich snel genoeg aan te passen. Ecologische processen en ecosysteemfuncties zullen veranderen met gevolgen voor soorten en hun interacties.

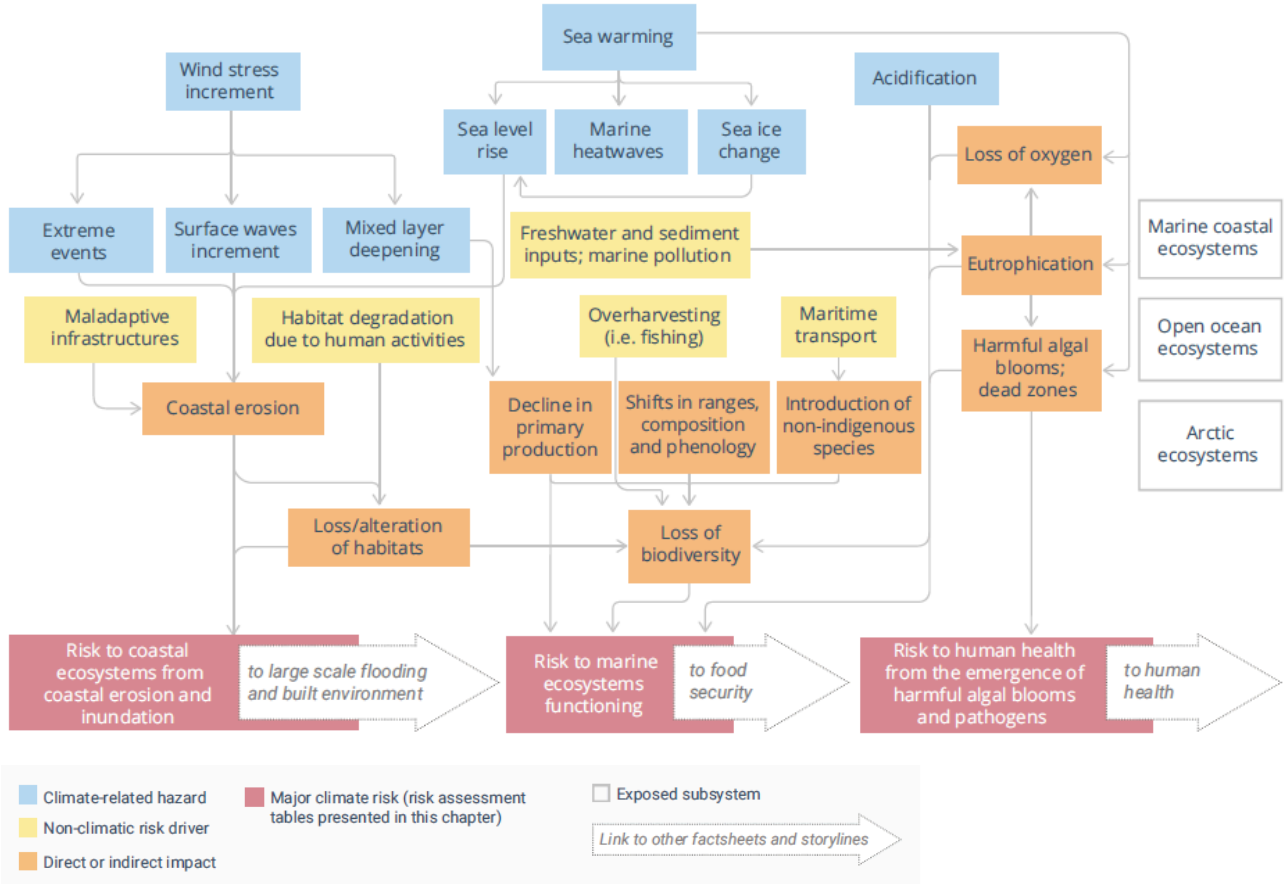
Veranderingen in soortenabundantie, soortensamenstelling en ecologische functies zullen leiden tot een verandering in de beschikbaarheid van ecosysteemdiensten. Hierdoor lopen andere processen ook het risico om getroffen te worden door klimaatverandering. We denken aan beschikbaarheid van voedsel, water en de gezondheid van de mens. Wanneer kustecosystemen hun bufferende werking voor erosie en overstroming verliezen, zullen kustinfrastructuur en woningen langs de kust meer risico lopen (EEA 2024).

Wat zijn de grote klimaatrisico's voor ecosystemen?
De klimaatrisico's zijn het grootst voor de mariene en kustecosystemen. Hiervoor zijn dringende acties nodig (zie figuren 4 en 5).
Mariene ecosystemen worden bedreigd door de gecombineerde effecten van klimaatgerelateerde drivers (hittegolven, verzuring, zuurstoftekorten) en andere antropogene drivers (vervuiling, overbevissing, ..). Dit kan leiden tot biodiversiteitsverlies, massasterfte en afname in ecosysteemdiensten. Een verdieping van de gemengde oceaanlaag, soortmigratie en immigratie van uitheemse soorten treffen voedselwebben. Dit kan leiden tot een substantiële reductie van de mariene primaire productie.
Kustecosystemen worden vooral bedreigd door erosie, overstromingen en permanente inundatie te wijten aan een gecombineerd effect van zeespiegelstijging, stormen en kustinfrastructuur. Eutrofiëring in combinatie met klimaatopwarming kan leiden tot algenbloei en pathogenen in kustwateren. Er is een negatieve invloed van droogte en vervuiling op grondwaterafhankelijke ecosystemen.

Voor de terrestrische en zoetwaterecosystemen worden de risico's kritisch vanaf het midden van deze eeuw (zie figuur 6). De combinatie van droogte, opwarming, veranderingen in neerslagpatronen en een toename van branden in combinatie met niet-duurzame beheerpraktijken kunnen leiden tot veranderingen in soortensamenstelling, bossterfte, een afname van de bodemgezondheid, een toename van invasieve soorten en uitbraken van insecten. Zuid-Europa is het meest gevoelig voor bosbranden. Daar zijn dringende maatregelen nodig (EEA 2024).



Figuur 4: Impactketen op biodiversiteit en ecosystemen. Terrestrische en zoetwater ecosystemen (EEA 2024).



Figuur 5: Impactketen op biodiversiteit en ecosystemen. Mariene en kustecosystemen (EEA 2024).

Climate risks for 'Ecosystems' cluster	Urgency to act	Risk severity			Policy characteristics		
		Current	Mid-century	Late century (low/high warming scenario)	Policy horizon	Policy readiness	Risk ownership
Coastal ecosystems		+++	+++	+++	Medium	Medium	Co-owned
Marine ecosystems		+++	+++	++	Medium	Medium	EU
Biodiversity/carbon sinks due to wildfires (hotspot region: southern Europe)		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Biodiversity/carbon sinks due to wildfires		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Biodiversity/carbon sinks due to droughts and pests		+++	++	++	Long	Medium	Co-owned
Species distribution shifts (*)		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Ecosystems/society due to invasive species		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Aquatic and wetland ecosystems		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Soil health (*)		+++	++	++	Medium	Medium	Co-owned
Cascading impacts from forest disturbances		+	+	+	Long	Medium	Co-owned

Legends and notes

Urgency to act
- Urgent action needed
- More action needed
- Further investigation
- Sustain current action
- Watching brief

Risk severity
- Catastrophic
- Critical
- Substantial
- Limited

Confidence
Low: +
Medium: ++
High: +++

(*) Wide range of evaluations by authors and risk reviewers.

Figuur 6: Inschatting van grote klimaatrisico's voor ecosystemen (EEA 2024).

In open wateren kan eutrofiëring in combinatie met een opwarming leiden tot algenbloei en zuurstoftekorten. Ook de effecten van industriële vervuiling worden versterkt in perioden met verlaagde stroming en waterpeilen.
De bossen in Europa worden sterk getroffen door bosbranden, droogte, ontworteling door de wind, ziekten en plagen.

De meest noordelijke, zuidelijke en hoge (alpiene) regio's zijn in Europa het meest gevoelig voor klimaatverandering. Voor soortengroepen zijn dat: amfibieën, weekdieren, vleermuizen en vogels. Voor habitats zijn vooral open wateren, kusthabitats, veengebieden en wetlands gevoelig (EEA 2024).

Wat kan Europa doen om klimaatrisico's te verminderen?
De mate waarin we schade kunnen vermijden, hangt grotendeels af van hoe snel we globale broeikasgasemissies kunnen verminderen en hoe snel en efficiënt we onze maatschappij kunnen voorbereiden en aanpassen aan de impact van klimaatverandering. De verantwoordelijkheid hiervoor ligt bij zowel de EU als de lidstaten. Dringende en gecoördineerde bijkomende acties zijn nodig op alle beleidslevels. Beleidsdoelstellingen voor klimaatadaptatie kunnen beleidsdoelstellingen voor omgeving, maatschappij of economie ondersteunen of tegenwerken. Daarom is een holistische en geïntegreerde aanpak nodig over verschillende beleidsdomeinen heen waarbij een systeem in zijn geheel bekeken wordt, rekening houdend met interacties tussen klimaatfactoren (EEA 2024).

Meer specifiek met betrekking tot ecosystemen beveelt EUCRA (EEA 2024) het volgende aan:
- Extra bescherming van ecosystemen met focus op concrete en operationele doelen:
  - Implementeren van de Natuurherstelwet: herstel van de ecosystemen.
  - Bijkomende richtlijnen voor ruimtelijke planning en de gezondheid van de bodem.

    - Implementatie en herstel van N2000-netwerk (ecosysteem connectiviteit, groen-blauwe netwerken in steden en agrarisch gebied).
    - Maritieme ruimtelijke planning en implementatie van kustmanagementplannen met focus op herstel van klimaatgevoelige kustecosystemen.
- Verminderen van vervuiling vanuit de landbouw en industrie.
- Een verbeterde implementatie van bestaande wetgeving en versterkte respons op grote klimaatrisico's:
    - Implementatie van bestaand beleid bij bescherming van ecosystemen en vermindering van antropogene drukken.
    - Bebossing, klimaatslim bosbeheer en herstel. Een langetermijnvisie voor trade-offs tussen bos en ander landgebruik.
    - Prioriteren van reductie van emissies.

Voor meer informatie verwijzen we naar het EUCRA-rapport (EEA 2024).

Referenties

EEA (2024). European Climate Risk Assessment. Executive summary. EEA Report 01/2024.

4. Klimaatverandering in België

Welke zijn de belangrijkste waargenomen klimatologische trends in Ukkel en België?

Hierna geven we een samenvatting van de belangrijkste klimatologische trends en veranderingen weer in Ukkel en in België. Voor Ukkel beschikt het KMI over zeer lange meetreeksen. Voor sommige parameters beschikt KMI over meer dan 100 jaar data.

TEMPERATUUR

- Een gemiddelde jaarlijkse opwarming van 2,1°C is waargenomen tussen het midden van de 19e eeuw en de laatste drie decennia.
- De 6 warmste jaren deden zich voor na 2005.
- Sinds 1981: jaarlijks significante opwarming van gemiddeld +0,38°C per decennium.
- Winter: grootste opwarming (+0,45°C per decennium).
- De hoogste zomertemperatuur vertoont een toenemende trend (+0,85°C per decennium).
- Een nieuw absoluut record van 39,7°C werd op 25 juli 2019 bereikt.
- Het jaarlijks aantal dagen met hoge nachttemperaturen (minstens 15°C) neemt toe (+3,9 dagen per decennium sinds 1981).

HITTEGOLVEN

- Sinds 1981 is het aantal hittegolven toegenomen (+0,3 hittegolven per decennium).
- Dit aantal is voornamelijk toegenomen sinds de laatste jaren: sinds 2015 kwam ten minste één hittegolf voor per jaar.
- Ze duren meestal langer (+2 dagen per decennium), en ze zijn intenser (+1°C/dag per decennium)

NEERSLAG

- Een toename in totale jaarlijkse neerslag van 9 % tussen het midden van de 19e eeuw en de laatste drie decennia. Sinds 1981 stellen we een lichte maar niet significante toenemende trend vast.
- Lente: afname sinds 1981 (-9 mm per decennium). Deze trend kan worden verklaard door relatief natte lentes in de loop van de jaren 1980, en vervolgens door meestal droge en soms zeer droge lentes sinds de jaren 1990.
- Tijdens de zomer en op jaarbasis is het aantal dagen met hevige neerslag (dag met minstens 20 mm neerslag) toegenomen sinds 1981 (respectievelijk met +0,6 dagen en +0,5 dagen per decennium).
- De hoogste jaarlijkse neerslaghoeveelheden per uur zijn toegenomen sinds 1981 (+3 mm per decennium).

SNEEUW

- Sinds het begin van de 21e eeuw: grote variabiliteit van jaar tot jaar, met de laatste zes jaar relatief weinig sneeuwval.

DROOGTE

- De duur van de droogtes tijdens de lente neemt toe sinds 1981 (+1,5 dagen per decennium).
- De toename van de duur van de droogteperiodes tijdens de lente in combinatie met de afname in totale neerslaghoeveelheid tijdens hetzelfde seizoen, laat ons toe om te besluiten dat de intensiteit van de droogtes tijdens de lente eveneens moet toegenomen zijn ten gevolge van de waargenomen opwarming in ons land sinds het einde van de jaren 1980.

WIND

- Afname in de gemiddelde jaarlijkse windsnelheid van -0,1 m/s per decennium sinds 1981.

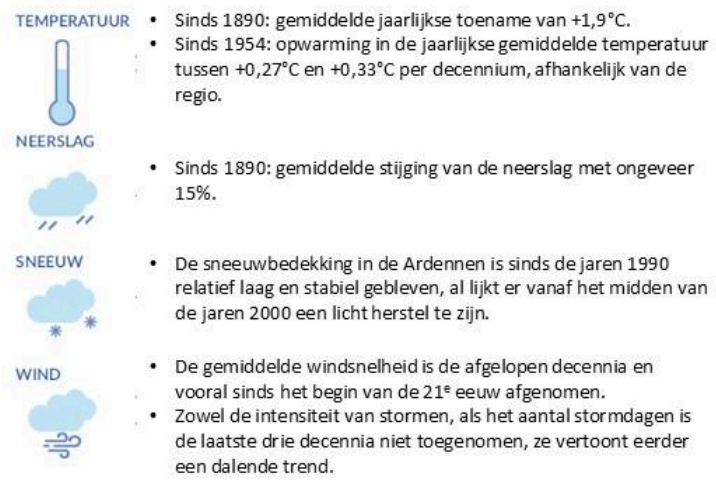
ZONNESTRALING

- Sinds 1981: toenemende trend in jaarlijkse zonneschijnduur (+58 uur per decennium), in zonneschijnduur tijdens de lente (+35 uur per decennium) en tijdens de zomer (+20 uur per decennium).
- Sinds 1981: toenemende trend in globale zonnestraling gemeten aan het aardoppervlak (+42 kWhm-2 per decennium). De verbetering van de luchtkwaliteit in onze regio's, dankzij inspanningen om de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen te verminderen, lijkt gedeeltelijk verantwoordelijk te zijn voor de toename in de zonne-energie die het aardoppervlak bereikt.

Figuur 7: Waargenomen klimatologische trends in Ukkel (KMI 2020).

Het Belgisch klimatologische netwerk bestaat uit bijna 220 stations en bestrijkt het hele Belgische grondgebied.

doi.org/10.21436/inbor.115522467



Figuur 8: Waargenomen klimatologische trends in België (KMI 2020).

De gemiddelde seizoens- en jaartemperaturen in het Brussels Gewest zijn sinds de 19e eeuw gestegen. Deze toename verliep in twee fasen: een eerste opwarming in de eerste decennia van de 20e eeuw en een tweede, sterkere opwarming vanaf het einde van de jaren 1980. Ook uit de analyse van gegevens van andere stations kunnen we een recente opwarming in heel het land waarnemen.

Er is een significante toename van het aantal hittegolven[8] sinds 1981. Bovendien komen ze de laatste jaren steeds vaker voor.

De neerslag vertoont minder uitgesproken trends dan de temperatuur. Dit kan deels verklaard worden door de zeer grote interjaarlijkse variabiliteit van neerslag in onze regio's.

Sinds 1981 is er een significante gemiddelde toename van dagen met hevige neerslag[9].

Na de opwarming die startte in de jaren 1980, heeft het -over het algemeen genomen- minder gesneeuwd dan in het verleden. Tijdens de opwarming die in het begin van de 20e eeuw plaatsvond, deed zich reeds een eerste zeer duidelijke daling in het aantal sneeuwdagen voor. Vanaf het begin van de 21e eeuw is er echter veel variatie van jaar tot jaar, met jaren die gekenmerkt worden door relatief veel sneeuwval[10]. Tijdens de laatste zes jaar is relatief weinig sneeuw gevallen.

De maximale duur van de droogteperiodes[11] is de laatste decennia tijdens de lente toegenomen. Dit resultaat in combinatie met de significant dalende trend van de totale hoeveelheid neerslag tijdens de lente sinds 1981, geeft aan dat de intensiteit van de droogtes tijdens de lente eveneens moet toegenomen zijn.

---

[8] Een periode van ten minste vijf opeenvolgende dagen waarvoor gelijktijdig aan de volgende twee criteria voldaan is:
→ de maximumtemperatuur bereikt of overschrijdt iedere dag 25 °C,
→ de maximumtemperatuur bereikt of overschrijdt gedurende ten minste drie dagen de 30 °C tijdens de desbetreffende periode (KMI 2020).

[9] Een dag waarop minstens 20 mm neerslag is gevallen (KMI 2020).

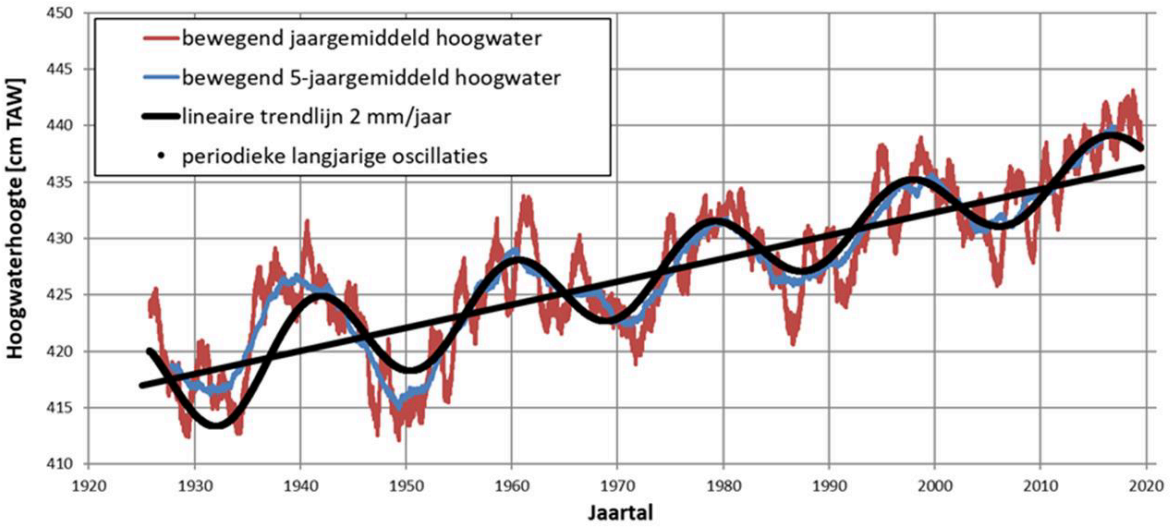
[10] Elk type neerslag dat uit sneeuw bestaat (dit kunnen bijvoorbeeld een paar sneeuwvlokken zijn die samen met regen vallen, of substantiëlere sneeuwval) (KMI 2020).

[11] Een periode met opeenvolgende droge dagen (KMI 2020).

Zowel de intensiteit van de stormen, als het aantal stormdagen[12] is de laatste drie decennia niet toegenomen in ons land.
Een nog een laatste bevinding: sinds de jaren 1980 lijkt de verbetering van de luchtkwaliteit in onze regio's, dankzij inspanningen om de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen te verminderen, gedeeltelijk verantwoordelijk te zijn voor de toename in de zonne-energie die het aardoppervlak bereikt (Journée et al. 2012). Voor meer informatie verwijzen we naar het klimaatrapport 2020 (KMI 2020).

Wat is de trend mbt de zeespiegelstijging?

De gemiddelde langjarige trend langs de Belgische kust in de hoogwaterhoogten van 2,0 mm/jaar is samengesteld uit een trendstijging van de gemiddelde zeespiegel of de trendstijging in de astronomische[13] hoogwaters met 1,8 mm/jaar en een trendstijging van de stormopzet[14]hoogten van 0,2 mm/jaar. Voor beide componenten is vooralsnog geen significante trendversnelling waargenomen (Willems 2019).



Figuur 9: Resultaten trendanalyse op de hoogwaterstanden te Oostende o.b.v. de waarnemingen voor 1925 – 2019 (Willems 2019). De oscillaties staan bekend als de 18.6 jarige cyclus die het gevolg is van de inclinatie van de baan van de maan ten opzichte van het vlak van de aardse evenaar.

De getijkarakteristieken in de Zeeschelde, Rupel en Durme worden bepaald door het getij aan de afwaartse rand van het estuarium (i.e. ter hoogte van Vlissingen), de bovenafvoer aan de opwaartse rand, en de morfologie (geometrie van estuarium) (Vandenbruwaene et al. 2016). Historische wijzigingen in morfologische parameters (b.v. door rechttrekking, inpoldering, zandwinning,

[12] Een dag waarop de windstoten in een welbepaald station ten minste éénmaal de drempelwaarde van 80 km/u hebben overschreden
[13] De invloed van de maan en de zon op de waterstand noemen we het astronomisch getij
[14] De waterstandsverhoging op zee ten gevolge van de door de storm op de watermassa van de zee uitgeoefende kracht (https://www.encyclo.nl/)

geulverdieping, … Van Braeckel et al. 2012) hebben dan ook een belangrijk effect gehad op de evolutie van het getij in de Zeeschelde. Veranderingen in het getij resulteren in veranderingen in de waterdynamiek, waaronder de overstromingsfrequentie, de overstromingsduur en de getijamplitude. Dit zijn stuk voor stuk sleutelfactoren voor het voorkomen van habitats, soorten en het estuarien functioneren.

Beschouwen we de jaargemiddelde hoogwaters in de Boven-Zeeschelde, dan is er over de periode 1930 tot 2013 een min of meer constante toename in hoogwaterstanden. Deze toename is sterk vergelijkbaar voor de verschillende getijposten in de Boven-Zeeschelde (± 1 cm/jaar) en is als gevolg van de wijzigende convergentie (minder ruimte voor de rivier) en verminderde demping van het estuarium duidelijk hoger dan de hoogwater toename (zeespiegelstijging) aan de afwaartse rand (enkele mm/jaar ter hoogte van Vlissingen). Eenduidige effecten van morfologische veranderingen (verdieping) in het estuarium zijn moeilijk te bewijzen met data-analyse omdat historische hoogtemetingen (en betrouwbare bathymetrie) ontbreken. En ook omdat effecten van inpolderingen, rechttrekkingen en verruiming met elkaar interageren en met de zeespiegelstijging. Modelmatig is er wel een verband aantoonbaar tussen morfologische ingrepen en getij (Van Braeckel et al. 2012).

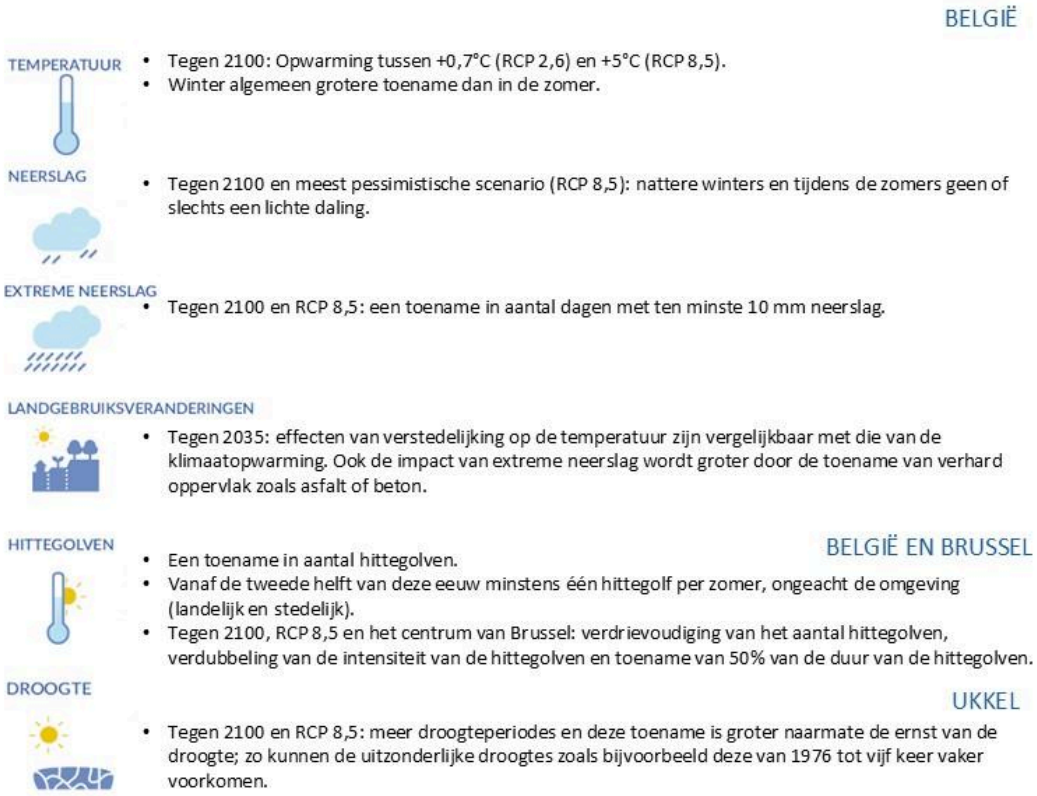
Hoe zal het klimaat in België evolueren in de toekomst?

KMI-wetenschappers hebben met behulp van het ALARO-0 model voor regionale klimaatmodellering verschillende klimaatprojecties tot het einde van deze eeuw berekend. Op basis van deze projecties maakten ze een kwantitatieve inschatting van de gevoeligheid van het klimaat voor een verandering in broeikasgasconcentraties.

De gebruikte scenario's voor de evolutie van broeikasgasconcentraties (Representative Concentration Pathways, RCP) houden rekening met de mogelijke socio-economische evoluties.

- RCP 8.5 veronderstelt een sterke toename in broeikasgasconcentraties. Dit meest pessimistische scenario ligt het dichtst bij de huidige globale uitstoot van broeikasgassen.
- RCP 4.5 veronderstelt een toename en graduele stabilisatie.
- RCP 2.6 veronderstelt een toename, gevolgd door een afname van de concentratie van broeikasgassen tegen het einde van deze eeuw (KMI 2020).

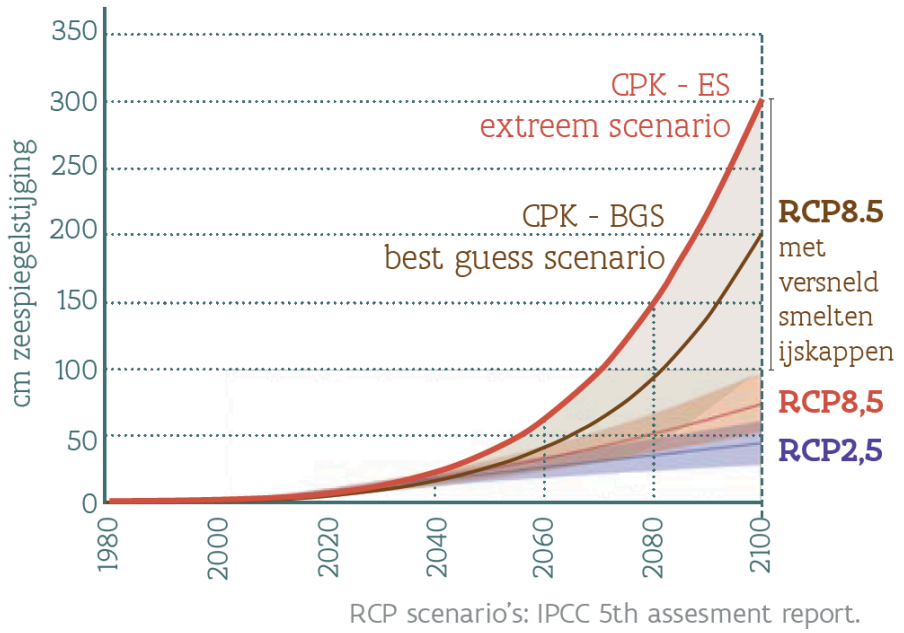
De resultaten van het meest pessimistische scenario (RCP 8.5) voorspellen nattere en warmere winters, een toename van hittegolven en droogteperiodes en een toename van het aantal dagen met extreme neerslag.



Figuur 10: Overzicht van de belangrijkste te verwachten toekomstige veranderingen op basis van klimaatprojecties van ALARO-0. De veranderingen worden uitgedrukt t.o.v. een 30-jarige historische periode (1961-1990 voor de temperatuur, en 1976-2005 voor de andere parameters) (KMI 2020).

Hoe zal meer specifiek de zeespiegel wijzigen in de toekomst?

Sinds de opmaak van de eerste klimaatscenario's voor Vlaanderen in 2008 - 2009 (Ozer et al. 2008; Van den Eynde et al. 2008; Willems et al. 2009) zijn de klimaatscenario's voor onze Belgische kust min of meer gelijk gebleven (Willems et al. 2023), met een bereik van +20 cm tot +80 cm voor de zeespiegelstijging over 100 jaar in de toekomst (of van 2000 tot 2100). Klimaatscenario's van +20 cm gemiddelde zeespiegelstijging worden beschouwd als het "laag" klimaatscenario, en +80 cm als het "hoog" klimaatscenario. Een zeespiegelstijging van +60 cm wordt beschouwd als het "midden" klimaatscenario. Omwille van recent vastgestelde mondiale versnelling van de zeespiegelstijging en grote onzekerheden met betrekking tot onbekende feedbackmechanismen is ook een "high impact low probability" scenario's tot +3 m zeespiegelstijging toegevoegd (Figuur 11) maar de kans dat het zich deze eeuw langs onze kust zal voordoen, wordt vooralsnog als quasi nihil verondersteld. Het extreme scenario van +3 m zeespiegelstijging dient als een extreem scenario enkel bedoeld vanuit zowel het voorzichtigheidsprincipe als het no-regret principe (Willems et al. 2023). Het project Kustvisie beschouwt naast een zeespiegelstijging van +1 m ook de scenario's van +2 m en +3 m stijging (Figuur 11).



Figuur 11: Scenario's voor zeespiegelstijging, zoals beschouwd in het complex project Kustvisie .

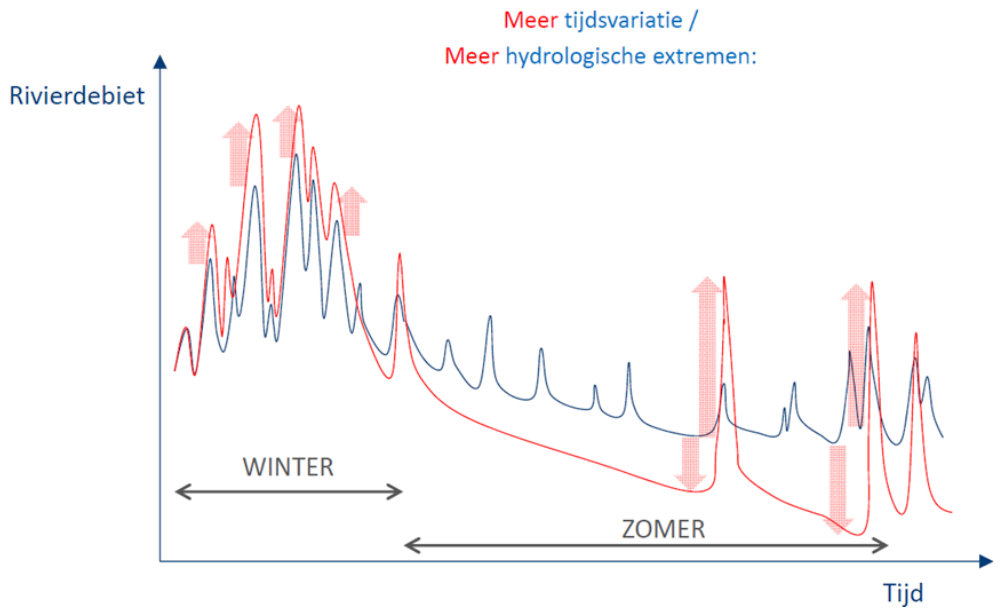
Smolders et al. (2017) modelleerden het effect van zeespiegelstijging en de implementatie van het geactualiseerde Sigmaplan in combinatie met een vaargeulonderhoud op de hoogwaterstanden langs de Noordzeekust en in het Schelde-estuarium. Bij een zeespiegelstijging van ongeveer 40 cm, nemen de hoogwaterstanden toe met ongeveer 40 cm in de Westerschelde. Stroomopwaarts, in de Zeeschelde, zien we onder voorwaarde van de volledige uitvoering van het geactualiseerde Sigmaplan een daling van de hoogwaterstanden en een stijging van de laagwaterstanden (amplitude afname). De Zeeschelde met een operationeel geactualiseerd Sigmaplan lijkt hiermee in staat om getijveranderingen te mitigeren overeenkomstig met een klimaatscenario met een zeespiegelstijging van een tien à twintig centimeter. Het gegarandeerde veiligheidsniveau is veel hoger door dijkverhogingen en overstromingsgebieden en is ontworpen tegen een stijging van hoogwaters met 90 cm en laagwaters met 55 cm tegen 2100 (Couderé et al. 2005).

De zeespiegelstijging zal grotere watervolumes het Schelde-estuarium instuwen. Doordat in de Zeeschelde hoogwaters sneller en laagwaters trager stijgen dan de gemiddelde zeespiegel, neemt ook de getijslag (het verschil tussen hoog en laag tij) toe. Hierdoor kunnen de vloeddominantie en de stroomsnelheid tijdens vloed toenemen, verhoogt landwaartse zoutindringing en de kans op verzilting. Anderzijds zorgen de grote variaties in rivierdebieten voor grotere variaties en ook hoge pieken in de hydrodynamiek tijdens eb. Deze hydrodynamiek zal effecten hebben op de morfologische ontwikkeling van de habitats, op de waterkwaliteit en als directe en indirecte milieudruk op de biota aan de kust en het Schelde-estuarium.

Hoe zullen de debieten veranderen in de toekomst?

Verlaagde debieten in zomer

Hoewel de variatie in de verschillende klimaatscenario's groot is (Van der Aa et al. 2015; Willems et al. 2009) is de meest waarschijnlijke respons van verlaagde neerslag en verhoogde evapotranspiratie: verlaagde debieten die vooral in de zomerperiode plaatsvinden (Figuur 12). In Vlaanderen kunnen tijdens droge zomers de laagste rivierdebieten met meer dan 50% dalen (gemiddeld 20% in het minst ongunstige scenario, gemiddeld 70% in het meest ongunstige scenario) (Willems et al. 2009).



Figuur 12. Schematische weergave van verwachte veranderingen in rivierdebieten in de komende decennia (rood) als gevolg van meer variatie doorheen het jaar en meer hydrologische extremen (figuur naar Willems 2014).

Hierdoor kan de kans op watertekorten voor mens, scheepvaart, landbouw en natuur sterk toenemen. Historisch lage debieten werden o.a. gemeten in 1949, 1971-1973, 1976 en recent in opeenvolgende zomers van 2017, 2018, 2019 en 2022 (bron Waterbouwkundig Laboratorium).

Verhoogde neerslagpieken

Verhoogde neerslagpieken zullen dan weer verhoogde debieten met een verhoogd overstromingsgevaar tot gevolg hebben. Doordat er gedurende het winterhalfjaar meer neerslag zal vallen en gedurende het zomerhalfjaar minder, kunnen mogelijk verhoudingsgewijs in onze rivieren meer overstromingen voorkomen gedurende het winterhalfjaar. De variatie in waterstanden zal toenemen in de tijd. Eén belangrijke, afgeleide variabele is de ververs- of verblijftijd van het water in een bepaalde sectie van de rivier. Een langere ververstijd heeft in het Schelde-estuarium enerzijds het effect van een hogere productie van planktonische organismen, alvorens ze kunnen uitspoelen naar meer zoute stroomafwaartse ecozones. Anderzijds bestaat bij langdurige droogte de kans op

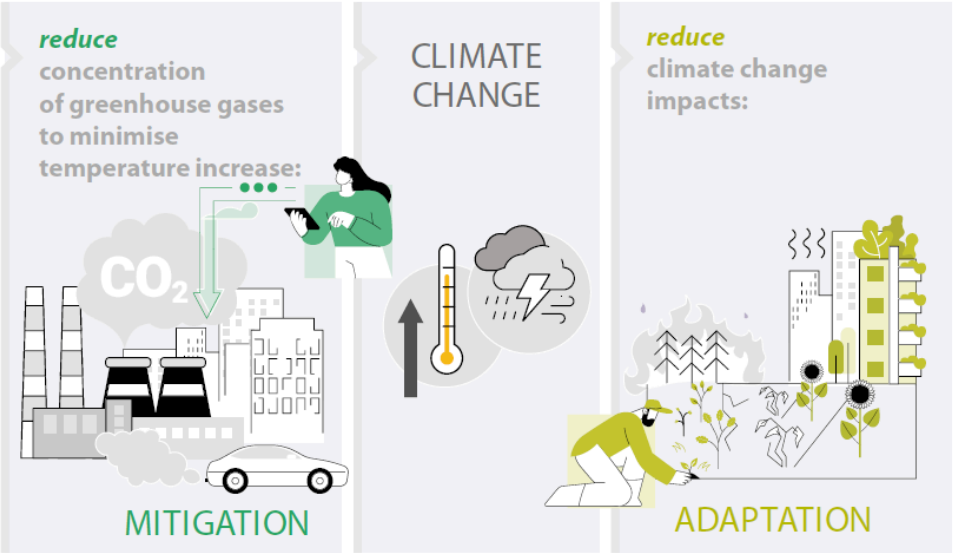
toenemende turbiditeit door tidal pumping[15] van slibdeeltjes, met een tegengesteld effect op de primaire productiviteit door verminderde lichtbeschikbaarheid in de waterkolom (Van Damme et al. 2009). Een lage bovenafvoer brengt ook verdere stroomopwaartse vloeddynamiek met erosie op voorheen luwere slikken (Van Ryckegem et al. 2018), zoutindringing en verzilting met zich mee. Langere ververstijden bij lage afvoeren kunnen ook een sterke watertemperatuurstoename veroorzaken dat gecombineerd met verminderde verdunning van polluenten het herstel van aquatische biota in rivieren in de weg staat zoals langs de Gemeenschappelijke Maas.

Hoe kan Vlaanderen zich voorbereiden op de impact van klimaatverandering?

De gevolgen van de klimaatverandering zijn nu al sterk voelbaar in Vlaanderen. Daarom is het belangrijk dat Vlaanderen zich goed voorbereid op het verder wijzigende klimaat om zoveel mogelijk schade en problemen te vermijden.

De Vlaamse Regering is zich terdege bewust van de uitdagingen die voor ons liggen. Haar klimaatbeleid bestaat dan ook duidelijk uit een tweesporenbeleid dat zowel inzet op klimaatmitigatie als op klimaatadaptatie:

- inspanningen leveren om minder CO2 uit te stoten richting een klimaatneutrale samenleving, zoals bepaald in het Vlaams Energie- en Klimaatplan en de Langetermijnstrategie voor het Klimaat;
- de noodzakelijke aanpassingen aan het gewijzigde klimaat via ambitieuze investeringen in klimaatadaptatie.



Figuur 13: Complementariteit tussen mitigatie en adaptatie ©ECA 2024.

Het Vlaams klimaatadaptatieplan moet Vlaanderen verder voorbereiden op de effecten van de klimaatverandering en dit zowel op korte termijn, tegen 2030, alsook op langere termijn, tegen 2050.

[15] Door hogere stroomsnelheden bij vloed, en hogere concentratie nabij de bodem van slib (en zout in de brakke delen) en in relatie tot sterkere oppervlakkige stroming gedurende eb kunnen bijvoorbeeld slibdeeltjes stroomopwaarts gepompt worden niettegenstaande het netto afwaarts watertransport.

De klimaatverandering leidt tot hogere gezondheidsrisico's, zorgt voor periodieke oversterfte en is een drijvende kracht achter ongelijkheden met betrekking tot volksgezondheid en sociale welvaart. Volksgezondheid en algemeen welzijn zijn belangrijke aspecten waarmee Vlaanderen rekening zal houden in het kader van klimaatadaptatiemaatregelen. Vlaanderen wil de bevolking gerichter beschermen tegen de negatieve effecten van klimaatverandering op korte en lange termijn. De impact van klimaatverandering laat zich het sterkst voelen bij de sociaal-kwetsbare groepen in onze maatschappij.

Figuur 14: Spelende kinderen in een klimaatbestendige omgeving ©www.blauwgroenvlaanderen.be.

Natuurgebaseerde oplossingen en technologische innovatie worden daarbij onze belangrijkste bondgenoten. Bossen, natte natuur en stedelijk groen zorgen voor de vastlegging van koolstof en buffering van wateroverlast, droogte en hitte-effecten. Aangepaste nutsvoorzieningen zullen in staat zijn om zowel lange periodes van droogte, hittegolven en hoge neerslagpieken op te vangen. Betere modellen om problemen te voorspellen spelen eveneens een belangrijke rol.

Het Vlaams klimaatadaptatieplan richt zich op zes strategieën. Deze bestaan uit verschillende actiepunten met concrete maatregelen die de uitwerking en uitvoering van het plan moeten ondersteunen en faciliteren (Vlaamse Overheid 2022).

1. Vlaanderen bouwt en verbindt groenblauwe infrastructuur, altijd en overal
2. Waterbeschikbaarheid en watergebruik
3. Ruimte voor water in functie van waterveiligheid en droogtepreventie
4. Herstel en klimaatslimbeheer van natuur en bos
5. Klimaatadaptief gezondheidsbeleid
6. Samenwerken en coördineren

Referenties

Couderé, K.; Vincke, J.; Nachtergaele, L.; Van den Bergh, E.; Dauwe, W.; Bulckaen, D.; Gauderis, J. (2005). Geactualiseerd Sigmaplan voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde: synthesenota. Waterwegen & Zeekanaal NV: Antwerpen. II, 74 pp.

Bury, Thomas & Sujith, Raman & Pavithran, Induja & Scheffer, Marten & Lenton, Timothy & Anand, Madhur & Bauch, Chris. (2021). Deep learning for early warning signals of tipping points. Proceedings of the National Academy of Sciences. 118. e2106140118. 10.1073/pnas.2106140118.

ECA (2024). Climate adaptation in the EU. Action not keeping up with ambition. 63 pp.
Journée M., Müller R. & C. Bertrand (2012). Solar resource assessment in the Benelux by merging Meteosat-derived climate data and ground measurements. Solar Energy, 86, 3561-3574, doi: 10.1016/j.solener.2012.06.023.

KMI (2020). Klimaatrapport 2020. Van klimaatinformatie tot klimaatdiensten. 92 pp.
Vlaamse Overheid (2022). Vlaams Klimaatadaptatieplan. Vlaanderen wapenen tegen klimaatverandering.

Ozer, J., Van den Eynde, D., Ponsar, S. (2008), 'Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities: CLIMAR. Trend analysis of the relative mean sea level at Oostende (Southern North Sea – Belgian coast)', Report of CLIMAR project for Belgian Federal Science Policy Office, 14 p.

Smolders S., Maximova T., Vandenbruwaene W., Coen L., Vanlede J., Verwaest T. & Mostaert F. (2017). Integraal Plan Bovenzeeschelde: Deelrapport 5 – Scaldis 2050. Version 4.0. FHR Reports, 13_131_5. Flanders Hydraulics Research Antwerp.

Vandenbruwaene W., Meire D., Vanlede J., Plancke Y., Verwaest T., Mostaert F. (2016). Integraal Plan Boven- Zeeschelde: Deelrapport 2 – Getijrapport Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme. Versie 6.0. WL Rapporten, 13_131. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.

Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J., Van den Bergh E. (2012). Historische evolutie van Zeescheldehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012(59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Damme, S., E. Struyf, T. Maris, T. Cox, and P. Meire. (2009). Characteristic aspects of the tidal freshwater zone that affect aquatic primary production. In Tidal Freshwater Wetlands, eds. Barendregt et al. 123-136.

Van den Eynde, D., De Sutter, R., Maes, F., Verwaest, T., van Bockstaele, E. (2008), 'Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities: CLIMAR', Summary report Phase 1 of the CLIMAR project for Belgian Federal Science Policy Office, 33 p.

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op

natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,Brussel.

Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Spanoghe G.,Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Lefranc C., Soors J., Terrie T., Van Lierop F. & Van den Bergh E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. INBOR2018.74. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Willems, P., Deckers, P., De Maeyer, Ph., De Sutter, R., Vanneuville, W., Brouwers, J., Peeters, B. (2009), 'Klimaatverandering en waterhuishouding', Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009 & NARA 2009, Vlaamse Milieumaatschappij en Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Willems P. (2014). De impact van de klimaatwijziging op de waterhuishouding in het Scheldebekken: Wat staat ons te wachten? Lezing Symposium 'De Schelde in 2050' Antwerpen, 8 mei 2014.

Willems, P., Salazar, D., Mendoza Paz, S., De Meester, J., Zhu, B., Schwarz, C. (2023). Evaluatie van de klimaatrobuustheid van het Geactualiseerde Sigmaplan en het Vlaamse Schelde-estuariumgebied, KU Leuven ism Waterbouwkundig Laboratorium.

5. Hoe gevoelig zijn habitatgroepen voor klimaat-verandering en hoe passen ze zich aan?

Laat ons nu meer inzoomen op een specifiek habitatgroep.

- Wat zijn de gevolgen van de meest recente klimaatveranderingen?
- Met welke klimaatadaptieve maatregelen kunnen we deze weerbaar maken voor toekomstige klimaatveranderingen?

5.1 Slikken en schorren

Gunther Van Ryckegem, Alexander Van Braeckel, Maud Raman

5.1.1 Effecten van klimaatverandering op schorren

Schorren, waaronder de zoute tot brakke schorren (kustmoerassen) en zoetwatergetijdenschor, zijn cruciale habitats die leefgebied bieden, koolstof opslaan, overstromingen reguleren en water filteren. Klimaatverandering vormt echter een aanzienlijke bedreiging voor deze habitats door zeespiegelstijging (SLR), stijgende temperaturen, veranderende neerslagpatronen en toename van stormintensiteit. Deze klimaateffecten zijn niet altijd meteen zichtbaar maar omvatten op gang gebrachte koerswijzigingen in de dynamiek die zich zeer geleidelijk kunnen manifesteren. In dit complex geheel van menselijke ingrepen en veranderend klimaat is het moeilijk om éénduidige oorzaak-gevolgrelaties te leggen (Van der Aa et al. 2015). De invloed van de menselijke ingrepen en het systeembeheer aan onze kust en estuaria zijn in de Vlaamse context tot op heden groter geweest op het getij, de abiotiek en de schorhabitats dan de relatief beperkte bijdrage van klimaatverandering (Smolders & Kaptein 2024; Van Braeckel et al. 2012; Röbke et al. 2021).

In Van Ryckegem (2019) is een overzicht gegeven van de trends in de fysische drivers en de effecten van klimaatverandering op de abiotische variabelen zoals koolstof, waterkwaliteit, sedimenten en de veranderingen die we waarnemen en kunnen verwachten in de estuariene biotische gemeenschap. In dezelfde studie werden de mogelijk klimaatadaptieve maatregelen in slik- en schorgebieden geïnventariseerd en werd een analyse uitgewerkt om de klimaatadaptieve maatregelen ruimtelijk te situeren. In deze rapportage gaan we dieper in op de specifieke effecten die klimaatverandering heeft - of kan hebben - op de zoute tot zoetwatergetijden schorhabitats en habitattypische plantensoorten en potentieel invasieve planten.

Zeespiegelstijging

Zeespiegelstijging (zie ook hoofdstuk 4) zal leiden tot verschuivingen langs de rivier en veranderingen in de oppervlakte en/of het verdwijnen van typische habitats, met wijzigingen in de omvang en stabiliteit van het leefgebied voor soorten tot gevolg (Robins et al. 2016; Van Ryckegem 2019; FitzGerald & Hughes 2019). Dit kan zowel leiden tot risico's als tot nieuwe kansen voor habitats,

naargelang de leefgebieden kunnen migreren naar een nieuwe positie en/of de capaciteit bezitten om verhoogde hydrodynamische krachten te weerstaan (Temmerman et al. 2013). Als natuurlijk gevolg van hogere waterstanden kunnen slikken en schorren in principe zich lateraal uitbreiden of verplaatsen. In de realiteit is dit vaak niet mogelijk door de plaatselijke topografie, maar vooral door de aanwezige oeververdedigingsstructuren (dijken) en andere antropogene structuren. Dit fenomeen wordt in de literatuur beschreven als 'coastal squeeze' (Pontee, 2013).

Anderzijds fungeren die schorren zelf als natuurlijke en bovendien zelfaanpasbare oeververdediging en bieden ze bescherming tegen de stijgende zeespiegel en/of extreme waterstanden (Temmerman et al. 2013). Ze verminderen het faalrisico van de dijkinfrastructuur. Aangezien de zeespiegelstijging een geleidelijk en gestaag proces is, hebben slikken en schorren de tijd om mee te groeien met de algemene zeespiegelstijging, op voorwaarde dat het sedimentgehalte van het water voldoende hoog is. De natuurlijke oeververdedigingsfunctie wordt dus vanzelf op peil gehouden. Voorspellingen geven aan dat onder de huidige sedimentconcentraties slikken en schorren in de Zeeschelde kunnen meegroeien met de verhoging van het hoogwater. In de Westerschelde en langs Noordzeekust, met lagere concentraties, is sedimentbeschikbaarheid meer een aandachtspunt. Indien de sedimentbeschikbaarheid zou dalen, kan er een probleem optreden met het meegroeien van de oevers met het stijgend hoog water (Temmerman et al. 2004; Kirwan et al. 2010). In een natuurlijk dynamisch systeem ontstaat een slik-schor cyclus met na een fase van aangroei, een natuurlijke erosie vaak na extreme weerfenomenen om dan opnieuw terug aan te groeien met vorming van lage schorhabitats met pionierssoorten die geleidelijk aan opnieuw evolueren tot een hoger schorhabitat (Van de Koppel et al. 2005).

Extreme waterstanden en –stromingen

Extreme weerfenomenen kunnen de schorhabitats wegslaan en de successie terugzetten. De toekomstige neerslagpatronen zullen naar voorspelling meer gepiekt zijn en extreme storm- en debietextremen gaan meer voorkomen (zie ook hoofdstuk 4). Deze versterken het effect van de stijgende zeespiegel. Met een nog toenemende en meer frequente hoge hydrodynamische druk kan men verwachten dat de 'coastal squeeze' nog toeneemt omdat de habitats geen tijd meer hebben om aan te groeien en er te weinig laagdynamische zones en tijdsvensters voorhanden zijn binnen de harde grenzen van het estuarium.

Droogte en lage debieten

Droogte en lage debieten hebben effecten op de verblijftijd van water in het estuarium, de waterkwaliteit en sedimenthuishouding (Van Ryckegem 2019) maar daarnaast ook specifiek van belang voor invloed op de zoetwatergetijdensystemen is de zoutindringing (Delgado et al. 2018 en zie lager) en de verdere stroomopwaartse vloeddynamiek met erosie op voorheen luwere slikken (Vanoverbeke et al. in Van Ryckegem et al. 2024).

Doet de zeespiegelstijging het areaal van schorren toenemen?

Zeespiegelstijging doet de hoogwaters sneller stijgen dan de laagwaters in getijdenzones. Hierdoor is er een toename van de getijslag die de verticale reikwijdte van slikken en schorren uitbreidt (Van Braeckel et al. 2012). De werkelijke ontwikkeling van slikken en schorren ten gevolge van een toenemend getijverschil is echter ook nog afhankelijk van sedimentbudget, hydromorfodynamiek en topografie. Indien harde structuren (b.v. dijken) de zijdelingse uitbreiding van het areaal beperken (wat op de meeste plaatsen het geval is) wordt de intertidale gradiënt[16] steiler en komt er nauwelijks habitat bij. In gebieden waar laterale uitbreiding verhinderd wordt, bepaalt het sedimentbudget en de sedimentatiemogelijkheid of estuariene habitats 'verdrinken' dan wel een steilere helling krijgen (Van der Aa et al. 2015; Kirwan et al. 2010).

Wat met de kwaliteit van schorren?

In een estuarium of kustlagune zijn de schorren te beschouwen als de meest gevoelige zone voor klimaatimpact (Day et al. 2024; Kirwan & Megonigal, 2013; van der Wal & Pye 2004). De dispersiecapaciteit van de hogere planten en specifieke fauna van schorren is doorgaans lager dan die van pelagische[17] organismen en bodemdieren (Chust et al. 2013). Daardoor is de biodiversiteit op de schorren waarschijnlijk relatief meer beïnvloed door habitatveranderingen onder invloed van klimaat dan de slik en subtidale[18] diversiteit. Bovendien zijn semi-terrestrische vegetaties ook meer onderhevig aan de stijging van de gemiddelde luchttemperatuur die b.v. in schorren kan leiden tot wijzigingen in de vegetatiestructuur en afnemende diversiteit, en dan tot een groter overwicht van grassen ten opzichte van niet-grassen in de getijdengebieden (Bergamo et al. 2022; Gedan & Bertness 2009; zie ook hoofdstuk graslanden).

We bespreken hieronder in meer detail enkele kwaliteitsbepalende drukfactoren en diens gevolgen.

Het slik/strand - schorprofiel verandert door erosie en ophoging

Zoals hierboven conceptueel geschetst zal door *coastal squeeze* het algemeen oeverprofiel steiler worden. Na het proces van ophoging tot net boven de hoogwaterlijn is er van nature een dynamische slik-schor cyclus die zich inzet op het moment dat er een kritische helling wordt overschreden in de overgang van de gemiddelde laagwaterlijn naar de gemiddelde hoogwaterlijn (Van de Koppel et al. 2005). Deze kritische helling werd bepaald op 2.8% door Van de Koppel et al. (2005) in de Waddenzee en situeert zich tussen de 2.5% en 5% voor respectievelijk de Beneden- en Boven-Zeeschelde (Brys et al. 2005). Slikken en schorren beginnen lateraal te eroderen tot op een niveau dat de helling en dynamiek van het voorliggende slik opnieuw gunstig zijn voor vestiging van schorpioniersoorten. Deze pioniersoorten zorgen voor extra sedimentvang en initiëren nieuwe schorvorming. De vrijheid om deze zijdelingse ruimte in te nemen bepaalt in hoge mate de kwaliteit van de schorhabitat en de slikplaten en de volledigheid van aanwezige habitattypes in de verticale

[16] Gradiënt in intergetijdengebied: zone tussen hoog- en laagwater
[17] Levend of voorkomend in volle zee
[18] Zeewaarts gelegen van het door gemiddeld getij beïnvloed gebied (= intertidaal); subtidaal gebied komt nooit boven het water uit

gradiënt. Bij beperking van de zijdelingse ruimte ontstaan, in de opeenvolging van laag slik tot hoog schor, kliffen en ontbreken de intermediaire habitats (pionier- en laag schor). Als een schor tot aan de dijk erodeert voordat er weer pioniersoorten kunnen vestigen, verdwijnt het schor helemaal. De zijdelingse ruimte die een natuurlijk slik-schorsysteem inneemt om dit dynamisch evenwicht te onderhouden – met de noodzaak van een flauwe helling in functie van stabiliteit- neemt toe met het tijverschil (en waterdynamiek) en de maximale diepte van de geul (Dronkers 2005). Toenemende zeespiegelstijging vereist dus extra zijdelingse oppervlakte om de schorgradiënt te behouden. Zonder zijdelingse uitbreidingsmogelijkheden of het antropogeen verstevigen van de oevers zal de oeverhelling steeds steiler worden en aan hydrogeomorfologische kwaliteit inboeten.

Erosie en beperkte ruimte beïnvloeden vorm van de habitats

Doordat schorgebieden meestal geprangd liggen tussen rivier en dijk, zijn ze vaak langgerekt van vorm, waardoor ze een grotere rand-oppervlakte ratio bezitten. De geomorfologische diversiteit binnen deze schorren is beperkter in vergelijking met bredere schorgebieden met een graduele laterale overgang. Dit vertaalt zich eveneens in een lagere floristische soortendiversiteit (Brys et al. 2005). Brede schorgebieden hebben ook veel meer uitgesproken kreken die belangrijke gradiëntvormende elementen zijn in het schor, onder andere voor drainage en sedimentatieprocessen (Reed et al. 1999; Thorne et al. 2015) en als toegangspoorten voor foeragerende pelagische soorten (Elliot et al. 1990). Onder invloed van de *coastal squeeze* neemt de laterale erosiedruk toe op de schorvegetaties. Hierdoor kunnen de schorvegetaties kleiner en smaller worden en treden er meer randeffecten op (b.v. verstoring). Het gevolg is dat de habitatheterogeniteit afneemt, aanwezige populaties kleiner worden en de stochastische kans op lokale extinctie groter is (Holt et al. 1999). De smalle zones met een hogere omtrek:oppervlakte ratio zijn ook gevoeliger voor toekomstige fragmentatie.

Fragmentatie

Doordat smalle schorgebieden onderhevig zijn aan sterke stochastische verstoringen, hebben populaties van zowel planten als dieren binnen deze systemen een verhoogde kans om lokaal uit te sterven, wat ze ook gevoeliger maakt voor isolatie-effecten. Men kan met andere woorden verwachten dat het effect van isolatie zich op termijn zal weerspiegelen in een afnemende soortendiversiteit (planten, vogels, arthropoda,…) binnen deze schorgebieden (bv. Brose 2001). De ‘coastal-squeeze’ effecten in het Schelde-estuarium verhogen de druk op de oeverhabitats en neigen tot een toename van de fragmentatie met verminderde connectiviteit tot gevolg.

Omwille van verschillen in onder andere verbreidings- en vestigingscapaciteit tussen soorten (Egglestone et al. 1999) is het moeilijk om een veralgemening van fragmentatie-effecten te maken. Een belangrijk aspect verbonden met fragmentatie (of de tegenhanger: habitatcontinuïteit) is het beschikbaar zijn van het totale spectrum aan schorhabitats. De Zeeschelde vertoont langs zijn loop tal van gradiënten (getijslag, saliniteit, vloeddominatie, stroomsnelheden…) waardoor ook het type schor en zijn bewoners over de loop wijzigen. Bovendien kunnen deze gradiënten veranderen doorheen de tijd (bv. saliniteit) waardoor de omgevingscondities opschuiven langs de rivier.

Fragmentatie is in die zin ook een goede (omgekeerde) maat voor algemene schordiversiteit: hoe meer het schorcontinuüm langsheen de loop verbrokkeld is, hoe minder variatie in schortypes er aanwezig is.

Overstromingsregime

Het overstromingsregime (frequentie, duur en hoogte van overspoelen) van slikken en schorren en de gradiënten daarin zijn sterk bepalend voor het voorkomen van fauna en flora (b.v. Bergamo et al. 2022; Van Braeckel et al. 2008; Gyselings et al. 2011; Elsen et al. 2023).

Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel

De kwaliteit van schorren wordt niet alleen bepaald door de overstromingsdynamiek. Een belangrijke structuurbepalende factor is ook het drainagepatroon en de schakeringen daarin mede bepaald door bodemtype en krekenpatroon (Gyselings et al. 2011; Van Braeckel et al. 2008). Bij zich verder doorzettende verhoging van de schorren bij toenemende getijamplitude, kan de drainage van de schorren toenemen door een toenemend verhang tussen schor en laagwaterniveau. Zo verlaagt de lokale grondwaterstand in het schor en zullen schorren verruigen. In de zoute en brakke schorren kunnen de schorren zo hoog komen te liggen dat er zich zoetwaterlenzen kunnen opbouwen waardoor er verschuiving kan zijn naar plantengemeenschappen met minder halofyten.

Zoetwatergetijden schor en saliniteit

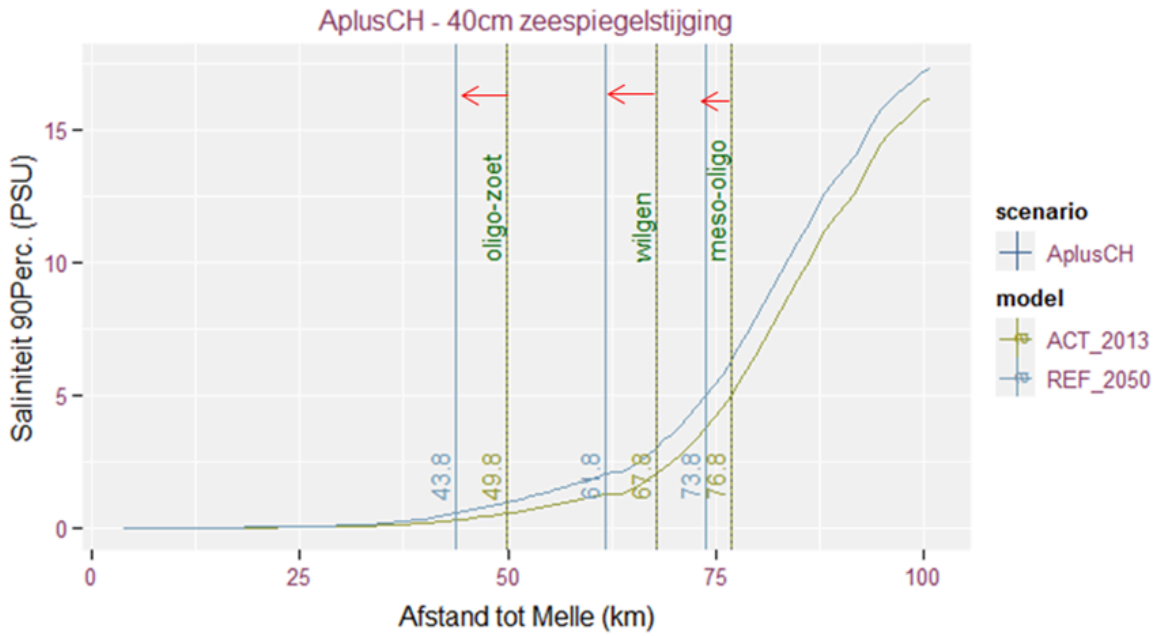
Zoetwatergetijden schor, gelegen in de bovenste delen van estuaria, kennen uitdagingen die deels verschillen van die van zoute schorren. Een grote bedreiging voor deze systemen is zoutwaterintrusie als gevolg van de stijgende zeespiegel (zie Van Ryckegem 2019; Delgado et al. 2018), wat de bodemchemie verandert en de levensvatbaarheid van zoetwaterplantensoorten vermindert.

Bij een gelijkblijvende morfologie van het estuarium zal zout door de zeespiegelstijging verder het estuarium indringen. De bovenafvoer heeft hierbij een zeer grote invloed. Hoe lager het volume bovenafvoer (meer droogte) hoe verder de zoutindringing. Ook is het estuarium verder stroomafwaarts ruimer en is er dan meer volume zoetwater nodig om het zout opnieuw uit te spoelen (Smolders & Kaptein 2024).

Illustratief voor de impact van saliniteitsveranderingen is het voorkomen van de exoot reuzenbalsemien die we monitoren in het Schelde-estuarium. In de overgangszone van zoet - zout (oligohalien) stellen we namelijk een achteruitgang vast (ter illustratie beeld van de Durme - Figuur 15). Deze achteruitgang is waarschijnlijk het gevolg van toenemende zoutindringing gedurende de laatste vegetatieseizoenen (Vandevoorde in Van Ryckegem et al. 2020; Van Ryckegem et al. 2025)).

Figuur 15: Vegetatie met een (co-)dominantie van Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) in 2013 (boven) en 2019 (onder) langsheen de Durme – appelblauwzeegroen in kaarten.

Recente lage zoetwaterdebieten in de periode 2018-2023 leidden tot wilgensterfte in de overgangszone zoet -zout in het Schelde-estuarium. Een fenomeen dat kan voorspeld worden door de verschuiving van de locatie in het estuarium waar de zout-tolerantiegrens voor wilgengroei ligt. We verwachten dat de grens verder stroomopwaarts verschuift, vooral door debietswijziging maar ook door de zeespiegelstijging (zie de gemodelleerde scenario's in Figuur 16, Vanoverbeke et al. 2023). Dit betekent dat de zone met het kenmerkende wilgenvloedbos langsheen de estuariene gradiënt potentieel kleiner wordt door klimaatverandering onder invloed van de toenemende zoutintrusie.



Figuur 16: De gemodelleerde 90% percentiel saliniteit voor de actuele situatie (2013 - groen) en een toekomstige situatie (2050 -blauw) met een klimaatscenario met 40 cm zeespiegelstijging. De verticale lijnen tonen de saliniteitsgrenzen (0.5 PSU, 5 PSU) en de tolerantiegrens voor wilgengroei (2 PSU; Markus-Michalczyk et al. 2014) met verschuiving (afstand tot Melle (km)) tussen de huidige situatie (groen) en de toekomstige situatie (blauw). De zoetwatergetijdenzone wordt kleiner, de zone waar bosvormende vegetatietypes kunnen voorkomen langs de as van het estuarium wordt kleiner (uit Vanoverbeke et al. 2023).

Invasieve exoten

Zoetwatergetijdenschorren zijn kwetsbaar voor invasieve exoten zoals grote waternavel en reuzenbalsemien en op de overgang met de dijk komen ook duizendknopen voor. Op de zoute schorrren zijn vooral goudknopje, Engels slijkgras en struikaster aandachtssoorten.

Goudknopje (*Cotula coronopifolia* L.)

Goudknopje is een soort die inheems is in Zuid Afrika, maar nu wijdverspreid is in Europa langs de Atlantische en Mediterrane kust tussen Zuid Spanje en Zweden (Sánchez-García R. et al. 2024). Ze komt voor langs de kust, riviermondingen en waterrijke gebieden (Marfella et al. 2023). Bij ons heeft deze soort zich blijvend gevestigd in de Waaslandhaven, in de polders van de Middenkust en Oostkust en op de brakwaterschorren van de Beneden-Zeeschelde en breidt er sterk uit. Goudknopje heeft vooral een invasief karakter in de binnendijkse zilte graslanden (Europees habitattype 1330_pol), zoals in de Uitkerkse Polder (Adriaens et al. 2020) waar ze inheemse soorten verdringt.

Deze soort gedraagt zich in het noordelijk halfrond als een eenjarige plant. Ze sterft af ten gevolge van vorst. In subtropische zones is deze plant echter meerjarig. Zaden worden verspreid via watervogels, vooral door eenden, ganzen en zwanen (Raulings et al. 2011, Casazza et al. 2012) of via water (hydrochorie). Sánchez-García R. et al. (2024) onderzochten experimenteel in welke mate de droge vruchten van deze plant verspreid worden door watervogels. Zaden van deze soort zijn

aangetroffen in uitwerpselen van watervogels en vee. Ze vonden dat dispersie door endozoöchorie een belangrijke rol speelt bij de expansie van deze invasieve soort. Naarmate de saliniteit toeneemt, stijgt ook de tijd die nodig is om te kiemen.

Goudknopje kiemt langs een breed zoutgradiënt (Sánchez-García R. et al. 2024). In mediterrane waterrijke gebieden is de soort aangetroffen in kleine vijvers die in de winter overstroomd worden met zout water en in de zomer droogvallen, en in vegetaties met zoutminnende russen (Juncaceae). Goudknopje komt niet voor in de zandige gedeelten van de kuststreek (strand en kustduinen) en blijft op een afstand van de zee, zodat ze geen negatieve effecten ervaart van golven of zoutspray. Goudknopje kan tijdelijk hoge zoutconcentraties verdragen, maar is niet in staat om te groeien bij zeer hoge zoutconcentraties: >16000 µS/cm (Marfella et al. 2023) of >15 g/L NaCl (Sánchez-García R. et al. 2024). Zouttolerantie verhoogt de kansen voor dispersie van zaden, omdat veel migrerende watervogels gebruik maken van waterrijke gebieden langs de kust. Ook heeft de soort een voordeel bij verzilting ten gevolge van klimaatverandering en menselijke ingrepen. Goudknopje kan dan nieuwe gebieden koloniseren en inheemse soorten verdringen die minder aangepast zijn aan zoutstress (Sánchez-García R. et al. 2024).

Goudknopje heeft een hoge fenotypische[19] plasticiteit[20]. Dit maakt het mogelijk om snel morfologisch te reageren op veranderende omstandigheden, bijvoorbeeld door de aanmaak van bijwortels bij stijging van de watertafel. De soort is overstromingstolerant, maar kan niet overleven als ze permanent onder water staat (Rich et al. 2012, Marfella et al. 2023).

Goudknopje is resistent tegen vele herbiciden. De stevige en washoudende bladeren verhinderen dat de chemische stoffen penetreren. Enkele gebruikte methoden om de soort te verwijderen zijn:

- manuele verwijdering van de plant met wortels in een zo vroeg mogelijk stadium,
- herbiciden speciaal ontworpen voor Goudknopje,
- laag mulch over de bodem spreiden om de vermijden dat de soort kiemt en groeit,
- regelmatig maaien met verwijderen van maaisel,
- de bodem en watercondities gezond houden, zodat andere planten kunnen concurreren (Wild Flower Web).

[19] Fenotype: totaal van alle waarneembare eigenschappen (kenmerken) van een organisme (Wikipedia).
[20] De mogelijkheid van een organisme om zijn fenotype aan te passen als reactie op omgevingsfactoren (Wikipedia).

Figuur 17: Goudknopje in het Ketenisseschor @Yves Adams, Vilda.

Struikaster (*Baccharis halimifolia* L.)

Struikaster is een struik die afkomstig is uit Noord Amerika. Ze is reeds sinds de 17e eeuw in Europa gecultiveerd en vormt nu stabiele en lokaal abundante populaties in vrijwel alle estuariene gebieden van Noord Spanje en West Frankrijk. Er zijn ook verspreide populaties in Noord- en Zuid-Frankrijk, België, Nederland, het Verenigd Koninkrijk en Italië (Caño et al. 2013). In Vlaanderen is de soort aanwezig in zilte graslanden (1330), op de hogere delen van brak- en zoutwaterschorren, duinen, opgespoten terreinen en akkers (Adriaens et al. 2020).

50% van de Europees beschermde zilte graslanden (1330) in Europa zijn reeds gekoloniseerd door struikaster (Caño et al. 2013). In Noord-Spanje zijn zowel natte graslanden als gemeenschappen met zeerus (Juncus maritimus) kwetsbaar. Beide worden frequent herleid tot dichte bestanden gedomineerd door struikaster. Reductie van veeteelt heeft deze invasie mee in de hand gewerkt. Bestanden met zwarte els en wilg waren ook gevoelig voor kolonisatie van struikaster. Echter, de competitie met struiken en bomen lijkt het voortbestaan van deze soort in deze estuariene bossen op langere termijn te verhinderen (Caño et al. 2013). Wanneer open graslanden worden omgevormd tot monotone bestanden met struikaster kan dit ook een effect hebben op migrerende vogelsoorten die gebonden zijn aan de open graslanden. Ze kunnen ook snel weilanden binnendringen en zo de productiviteit verminderen en bewegingsvrijheid van het vee beperken. De planten worden weinig gesmaakt door het vee en kunnen zelfs toxisch zijn (Lázaro-Lobo et al. 2021). De pollen van deze struiken kunnen hoge concentraties bereiken in de lucht en allergieën veroorzaken bij personen die daar gevoelig voor zijn (Green et al. 2011).

De soort kan 4 m hoog worden en tot 15 jaar lang leven. Een vrouwelijk individu kan tot meer dan 1,5 miljoen zaden per plant produceren. De zaden kiemen binnen een wijde verscheidenheid aan standplaatscondities. De productie van zaden vermindert naarmate de plant ouder wordt en ook onder gesloten boomkruinen. De meeste zaden komen terecht in een range tot 6 m van de

moederplant. Bij 2 m hoge planten kunnen zaden tot 140 m ver belanden (Lázaro-Lobo et al. 2021). Caño et al. (2013) vermelden ook een verspreiding via de wind over lange afstanden. Dit draagt bij tot hun invasief succes, samen met hun zouttolerantie, hun vermogen om weerstand te bieden aan periodieke overstromingen en de mogelijkheid om terug uit te lopen na brand, begrazing of maaien (Westman et al. 1975, Caño et al. 2013).

De aanwezigheid van de soort wordt niet gelimiteerd door de beschikbaarheid aan nutriënten. De soort kan koloniseren op verschillende soorten gronden, maar heeft een voorkeur voor vochtige gronden met een hoge hoeveelheden organisch materiaal (Fried et al. 2016). Het zijn facultatieve zoutplanten. Ze kunnen hoge zoutconcentraties goed tolereren, maar groeien optimaal in de afwezigheid van zout (Lázaro-Lobo et al. 2021).

Enkele mogelijkheden om de soort terug te dringen:

- Jonge planten kunnen uitgetrokken worden, zeker als de grond vochtig is.
- Bij oudere planten is er risico op hergroei via delen van het wortelgestel die niet zijn verwijderd. Omwille van die reden worden de planten bovengronds vaak verwijderd en wordt de resterende stronk behandeld met pesticiden.
- Branden kunnen ook effectief zijn, maar vaak is er een snelle hergroei van planten.
- Permanente overstroming wordt vaak gebruikt in Spaanse estuariene gebieden. Een overstroming van enkele maanden kan adulte planten elimineren (Lázaro-Lobo et al. 2021).
- Aanplantingen in landschappen zouden moeten vermeden worden, vooral in streken grenzend aan de kust (Caño et al. 2013).

Figuur 18: Blad van Struikaster @ecopedia.

doi.org/10.21436/inbor.115522467

5.1.2 Literatuur

Adriaens T., Cartuyvels E., Denys L., Devisscher S., Oldoni D., Packet J., Provoost S., Scheers K., Soors J., Vandevoorde B., Vandekerkhove K., Verreycken H., Van Landuyt W., Vught I. (2020). Invasieve Exoten in Vlaanderen: toestand en beleidsaanbevelingen. Uitgebreid achtergrondrapport bij het Natuurrapport 2020. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (41). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.19288287.

Bergamo, T. F., Ward, R. D., & Joyce, C. B. (2022). Experimental Climate Change Impacts on Baltic Coastal Wetland Plant Communities. Nature Scientific Reports - https://doi.org/10.1038/s41598-022-24913-z.

Brose, U. (2001). Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. Ecography 24, 722-730.

Brys R., Ysebaert T., Escaravage V., Van Damme S. Van Braeckel A. Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7.

Cano L., Campos J.A., Garcia-Magro D., Herrera M. (2013). Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of Baccharis halimifolia in Europe. Biological Invasions 15(6): 1183 - 1188.

Casazza M.L., P.S. Coates, M.R. Miller, C.T. Overton & D.R. Yparraguirre (2012). Hunting influences the diel patterns in habitat selection by northern pintails Anas acuta. Wildlife Biology 18: 1–13.

Chust G., Albaina A., Aranburu A., Borja Á., Diekmann O.E., Estonba A., Franco J., Garmendia J.M., Iriondo M., Muxika I., et al. (2013). Connectivity, neutral theories and the assessment of species vulnerability to global change in temperate estuaries. Estuar. Coast. Shelf Sci. 131: 52-63.

Day J., Anthony E., Costanza R. et al. (2024). Coastal wetlands in the Anthropocene. Annu. Rev. Environ. Resour. 49: 105-135.

Delgado, P., Hensel, P., & Baldwin, A. (2018). Understanding the Impacts of Climate Change: An Analysis of Inundation, Marsh Elevation, and Plant Communities in a Tidal Freshwater Marsh. Estuaries & Coasts. 41:25-35.

Dronkers, J. (2005). Dynamics of coastal systems. World scientific.

Eggleston D.B., Elis W.E., Etherington L.L., Dahlgren C.P. & Posey M.H. (1999). Organism respons to habitat fragmentation and diversity: habitat colonization by estuarine macrofauna. J. Exper. Mar. Biol. Ecol. 236: 107-132.

Elsen R., Van de Meutter F., Jocque M. et al. (2023). Recent changes in the distribution and rooting elevation of Schoenoplectus club-rushes in the Scheldt estuary and the consequences for their survival. Hydrobiologia https://doi.org/10.1007/s10750-022-05104-3.

Elliott M., O'Reilly M.G. & Taylor C.J.L. (1990). The Forth estuary: A nursery and overwintering area for North Sea fishes. Hydrobiologia 195: 89-103.

FitzGerald, D., & Hughes, Z. (2019). Marsh Processes, Climate Change, and Sea Level Rise. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 47: 481-517.

Fried G., Caño L., Brunel S. et al. (2016). Monographs on Invasive Plants in Europe: Baccharis halimifolia l. Bot. Lett. 1–27. https://doi.org/10.1080/23818107.20161168315.

Gedan K.B. & Bertness M.D. (2009). Experimental warming causes rapid loss of plant diversity in New England salt marshes. Ecology letters 12: 842-848.

Green B., Simpson R., Dettmann M. (2011). Assessment of airborne Asteraceae pollen in Brisbane, Australia. Aerobiologia 28:295–301.

Gyselings R., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Milotic T., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. (2011). Ontwikkeling van één schor ecotopenstelsel voor het Schelde-estuarium (vervolgstudie). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.31, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Holt, R.D., Lawton, J.H., Polis, G.A. & Martinez, N.D. (1999). Trophic rank and the species-area relationship. Ecology 80: 1495-1504.

Kirwan M.L., Guntenspergen G.R., D'Alpaos A., Morris J.T., Mudd S.M. & Temmerman S. (2010). Limits on the adaptability of coastal marshes to rising sea level. Geophysical Res. Levels 37 L23401.

Kirwan M.L. & Megonigal J.P. (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. Nature 504: 53-60.

Lázaro-Lobo A., Ervin G.N., Caño, L. & F.D. Panetta (2021). Chapter 8: Biological Invasion by Baccharis in Baccharis: From Evolutionary and Ecological Aspects to Social Uses and Medicinal Applications, p. 185-214. https://doi.org/10.1007/978-3-030-83511-8_8

Marfella L, Rufino F, Glanville HC et al. (2023). Distribution of the invasive alien species Cotula coronopifolia L. (Asteraceae) relating to water halinity and sodicity in the Variconi wetland (Campania, southern Italy). Hydrobiologia. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05175-w

Markus-Michalczyk H., Hanelt D., Ludewig K., Müller D., Schröter B. & Jensen K. (2014). Salt intrusion in tidal wetlands: European willow species tolerate oligohaline conditions. Estuarine, Coastal and Shelf Science 136: 35-42.

Pontee N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. Ocean & Coastal Management 84: 204-207.

Raulings E., K. Morris, R. Thompson & R. Mac Nally (2011). Do birds of a feather disperse plants together? Freshwater Biology 56: 1390–1402.

Reed, D.J., Spencer, T., Murray, A.L., French, J.R. & Leonard, L. (1999). Marsh surface sediment deposition and the role of tidal creeks: implications for created and managed coastal marshes. Journal of Coastal Conservation 5, 81-90.

Rich, S. M., M. Ludwig & T. D. Colmer (2012). Aquatic adventitious root development in partially and completely submerged wetland plants Cotula coronopifolia and Meionectes brownii. Annals of Botany 110: 405–414.

Robins P.E., Skov M.W., Lewis M.J., Giménez L., Davies A.G., Malham S.K., Neill, S.P., McDonald J.E., Whitton, T.A., Jackson S.E. & Jago C.F. (2016). Impact of climate change on UK estuaries: a review of past trends and potential projections. Estuarine, Coastal Shelf Sci 169: 119-135.

Röbke B.R., Elmilada H., van der Wegen M. & Taal M. (2021). The long-term morphological response to sea level rise and different sediment strategies in the Western Scheldt estuary (The Netherlands). Deltares - 1210301-009-ZKS-0009.

Sánchez-García R., Green A.J., Tomasson L., Hortas F. & M. A. Ortiz (2024). Invasive Buttonweed Cotulacoronopifolia (Asteraceae) IsHalotolerant and Has High Potential forDispersal by Endozoochory. Preprint. DOI:10.20944/preprints202405.1121.v1

Smolders S. & Kaptein S. (2024). Saliniteitsgradiënt in het Schelde-estuarium: Deelrapport 2 – Scenario analyse numerieke modellering. Versie 4.0. WL Rapporten, 19_081_2. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Suello R.H., Temmerman D., Bouillon S. et al. (2025). Increased sea level accelerates carbon sequestration in a macro-tidal salt marsh. Science of the Total Environment 958: 178075.

Temmerman S.; Govers G.; Wartel S.; Meire P. (2004). Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. Marine Geology 212(1-4): 1-19.

Temmerman S., Meire P., Bouma T.J., Herman P.M.J., Ysebaert T. & De Vriend H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. Nature 504: 79-83.

Thoonen M. & Willems S. (2018). Invasieve duizendknoop in Vlaanderen. Beslishulp voor beheerders. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (63). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Thorne K.M., Buffington K.J., Elliott-Fisk D.L., Takekawa J.Y. (2015). Tidal marsh susceptibility to sea-level rise: importance of local-scale models. Journal of Fish and Wildlife Management 6(2):290–304.

Van Braeckel A., Vandevoorde B. and Van den Bergh E., (2008). Schorecotopen van de Schelde. Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek.

Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Van den Bergh E. and Van Ryckegem G. (2023). Evaluation of the B-alternatives for habitats and higher trophic levels. Report in the framework of the Integrated plan of the Upper Sea Scheldt. Reports of the Research Institute for Nature and Forest 2023 (9). Research Institute for Nature and Forest, Brussels.DOI: doi.org/10.21436/inbor.92036025

Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J., Van den Bergh E. (2012). Historische evolutie van Zeescheldehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012(59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,Brussel.

Van de Koppel J., van der Wal D., Bakker J.P., Herman P.M.J. (2005). Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. The American Naturalist 165: E1-E12.

van der Wal D. & Pye K. (2004). Patterns, rates and possible causes of saltmarsh erosion in the Greater Thames area (UK). Geomorphology 61: 373–391.

Van Ryckegem G. (2019). Klimaatadaptatieplan voor de estuariene natuur in de Zeeschelde. Rapporten van het In-stituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.16943295

Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Vanoverbeke J., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Speybroeck J., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J. & Van Lierop F. (2020). MONEOS – Datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2018-2019. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapport Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.18656743

Van Ryckegem, G., et. al. (2024). MONEOS - Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2023. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (67). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.116247067.

Westman WE, Panetta FD, Stanley TD (1975). Ecological studies on reproduction and establishment of woody weed, groundsel bush (Baccharis halimifolia L.: Asteraceae). Aust J Agr Res 26(5):855–870.

5.2 Duinhabitats

Provoost S., Paredis R., Thoonen M., Tuerlings T.

5.2.1. Effecten van klimaatverandering op duinhabitats

5.2.1.1. Zeespiegelstijging

Zeespiegelstijging vormt aan de kust de meest wezenlijke uitdaging gerelateerd aan klimaatverandering.

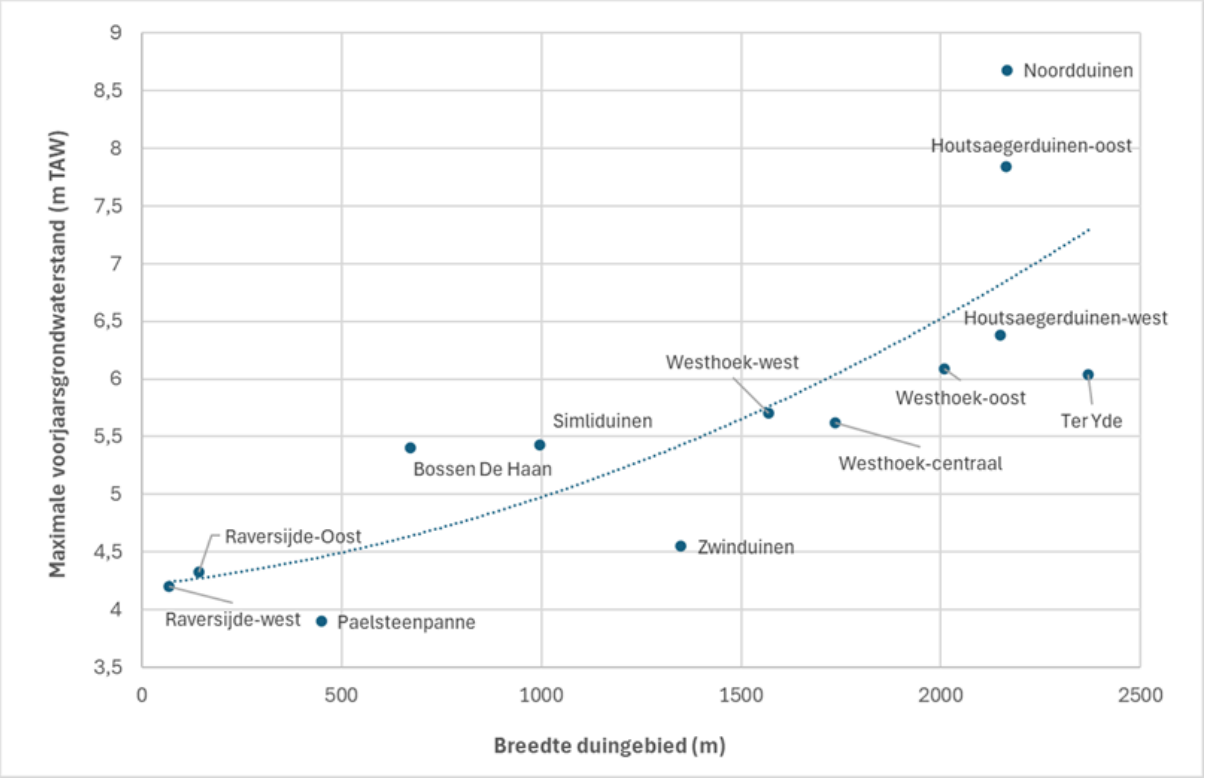
In zandige ecosystemen wordt de ligging van de kustlijn heel sterk bepaald door het zeeniveau (Keijsers et al. 2016). De evolutie van de snelheid van de zeespiegelstijging en de positie van onze kustlijn door de tijd heen is als volgt: in de loop van het Holoceen is de kustlijn meerdere kilometers landinwaarts verschoven door het sterk stijgende zeepeil (Mathys 2009). Tot ongeveer 7500 jaar geleden steeg het zeepeil door afsmeltend ijs met een gemiddelde snelheid van 7 mm per jaar. Daarna nam deze snelheid beduidend af, aanvankelijk tot ongeveer 2,5 mm/jaar en bereikte de kustlijn ongeveer de huidige positie (Denys & Baeteman 1995). Vanaf 5500 tot 5000 jaar geleden daalde de snelheid van de zeespiegelstijging tot zo'n 0,7 mm per jaar en was er aanvankelijk zelfs sprake van een zeewaartse verschuiving van de kustlijn. De voorbije 5000 jaar zijn veranderingen in de positie van de kustlijn dan ook niet meer louter door een zeespiegelstijging te verklaren. De voorbije eeuw steeg het zeeniveau 18 cm (Verwaest et al. 2004), wat overeenkomt met een gemiddelde snelheid van bijna 2 mm per jaar. Er is dus al duidelijk sprake van een verhoging van de snelheid. Hamlington et al. (2024) zien globaal een stijging van 2,1 mm per jaar in 1993 naar ongeveer 4,5 mm per jaar in 2023, wat overeenkomt met de midden-range voorspellingen van IPCC AR6. Voor de Belgische kust betekenen deze voorspellingen (61 cm stijging tegen 2100), een snelheid van 6,7 mm per jaar. Klimaatverandering brengt ons dus als het ware terug naar scenario's uit het Atlanticum, een warm en vochtig tijdvak in het Holoceen (ongeveer 9000 tot 5000 jaar geleden).

De stijging van het zeeniveau betekent een sterke toename van de druk op de positie van de huidige kustlijn, waarbij die een 'natuurlijke reactie' zal vertonen om zich terug te trekken. Dit brengt in ons sterk geürbaniseerde kustgebied een erosie- en overstromingsgevaar met zich mee en een potentieel zeer hoge menselijke tol en materiële schade. De maatschappelijke nood aan een gedegen zeewering is dan ook hoog. De grote uitdagingen voor die zeewering houden niet zozeer met de stijging van het gemiddelde zeespiegel verband, maar vooral met extreme waterstanden bij stormvloeden. De toegenomen waterdiepte zal daarbij zorgen voor hoger oplopende golven, wat de impact van de stormen verhoogt. Ook een verhoging van de getijdenamplitude draagt bij aan hogere extremen. Verder wijzen simulaties met klimaatmodellen op een toename van de windsnelheid en het voorkomen van extreme windsnelheden tegen het einde van de 21e eeuw (Pereira et al. 2023), al wordt vooralsnog geen duidelijke trend in stormintensiteit vastgesteld aan de Belgische kust (Van den Eynde et al. 2019).

doi.org/10.21436/inbor.115522467

De erosieve impact van een hogere zeespiegel en zwaardere stormen op het kustecosysteem zal zich in eerste instantie laten voelen op het strand en aan de duinvoet. Vloedmerkvegetaties en embryonale duinen kunnen zich amper ontwikkelen en zeker niet handhaven ter hoogte van erosieve kusten. Zonder maatregelen zouden ook de achterliggende duinen stelselmatig kunnen weg-eroderen. Toegenomen erosie kan ook processen van secundaire duinvorming initiëren, onder meer via het ontstaan van kerven in de zeereep (Hesp 1990). Kusterosie verhoogt echter ook de sedimentbeschikbaarheid in het systeem, wat paradoxaal genoeg ook kan leiden tot nieuwe duinvorming op andere locaties (Carter 1990). Van IJzendoorn et al. (2021) zien aan de Nederlandse kust bijvoorbeeld een verhoging van de duinvoet die de zeespiegelstijging overtreft. Ook bepaalde delen van onze kust kennen ondanks de zeespiegelstijging een netto aanwas van sediment op het strand en in de duinen, bovenop de gesuppleerde volumes (Montreuil et al. 2020). Afhankelijk van de lokale context, kunnen erosie en sedimentatie dus naast elkaar plaatsvinden. Dit maakt het ontzettend moeilijk om veralgemenende uitspraken te doen over de precieze effecten van zeespiegelstijging op de ontwikkeling van strand en duinen. Het beheer van de kustlijn in functie van zeewering, onder meer door strandsuppleties, zal in ieder geval ook een heel belangrijke invloed uitoefenen op deze ontwikkeling. Nauwgezette monitoring blijft essentieel om de gepaste maatregelen te kunnen nemen.

De zeespiegelstijging kan de grondwaterhuishouding in de duinen sterk beïnvloeden. De grondwaterstanden in de duinen worden, onder meer, beïnvloed door het hoogwaterniveau aan de duinvoet (Provoost et al. 2020). Stijging van dit niveau zal ook een verhoging van de grondwaterstanden in de duinen met zich meebrengen. De precieze impact zal heel sterk afhangen van de lokale drainage en opbouw van de watervoerende lagen. Figuur 19 illustreert die variabiliteit. Bij een perfect homogene opbouw van het freatisch reservoir langsheen de hele kust en uitblijven van drainage, zou een duidelijke relatie kunnen verwacht worden tussen de breedte van het duinenmassief en de maximale opbolling van de zoetwatervoorraad boven het zeeniveau. De aanwezigheid van moeilijk doordringbare lagen en lokale drainage zorgen echter voor een sterke variatie. Op basis van figuur 19 kunnen we verwachten dat de hydrologie in gebieden met een relatief hoge waterstand zoals de Noordduinen, de Bossen van de Haan of de oostkant van de Houtsaegerduinen in belangrijke mate bepaald worden door moeilijk doorlatende lagen en daardoor ook minder invloed zullen ondervinden van een stijgende zeespiegel.



Figuur 19: Relatie tussen de breedte van de duinengordel en de maximale gemiddelde freatische voorjaarsgrondwaterstanden (Provoost et al. 2020) die in die zones wordt waargenomen.

Wel duidelijk is dat de waterstanden ter hoogte van de voorste duinen mee zullen stijgen met het zeepeil. Verwacht wordt dat die stijging zich in afnemende mate landinwaarts zal verder zetten in het duinmassief (Hoogtij(d) 2023a). Bij een zeespiegelstijging van een meter bijvoorbeeld, kunnen centraal in de duinen stijgingen van enkele decimeters worden verwacht, terwijl dit oploopt tot meer dan een meter bij zeespiegelstijging van 3 meter (het worst-case scenario gehanteerd binnen Kustvisie). Vooral voor depressies die relatief dicht tegen de hoogwaterlijn gelegen zijn, zal die stijging dus een heel grote impact hebben, niet alleen binnen de natuurgebieden maar ook binnen de urbane zones. Een meer nauwkeurig beeld vergt bijkomende modellering waarin de lithologische variatie en andere lokale randvoorwaarden worden meegenomen. Een eerste aanzet daartoe zal worden gegeven binnen het Blue Transition Kustmodel dat wordt uitgewerkt in opdracht van de VMM.

Tot slot zal de zeespiegelstijging ook leiden tot een uitbreiding van de verzilting in de achterliggende polder. Aan de westkust zal dit effect zeer beperkt zijn doordat het zoetwaterreservoir in de brede duingordel de propagatie van de stijgende grondwaterdruk uit zee afblokt. Verder naar het oosten stijgt de dikte van de watervoerende laag en is de breedte van de duinengordel geringer. Door de zeespiegelstijging zal het zout water hier verder landinwaarts kunnen stromen en het ondiep grondwater verder verzilten (Hoogtij(d) 2023a).

5.2.1.2. Fixatie en vegetatieontwikkeling

De vegetatiebedekking in verschillende geografisch sterk uiteen liggende kustduingebieden blijkt de voorbije decennia substantieel toegenomen (Jackson et al. 2019). Dit fenomeen wordt aangeduid met de term 'Global greening'. Deze vergroening loopt parallel met een toegenomen stabilisatie van duinen. De dynamiek van duinen kan namelijk gezien worden als een biogeomorfologische respons op een intens samenspel tussen zowel fysische systeemelementen zoals sedimentbeschikbaarheid, wind en neerslag als biotische elementen, met name vooral de plantengroei (Lancaster & Helm 2000; Arens et al. 2007). Gao et al. (2020) stellen een afname van de bedekking van kaal zand vast in 93% van de wereldwijd onderzochte duingebieden.

Jackson et al. (2019) relateren de wereldwijde vergroening van duinen aan een combinatie van cumulatieve effecten van veranderingen in klimaat en samenstelling van de atmosfeer. Zowel verhoogde concentraties aan nutriënten en CO_2, hogere temperatuur als een toename van de neerslag gaan samen met een verhoogde biomassaproductie (Kammann et al. 2005). De biomassatoename is in onze klimaatzone vooral te wijten aan warmere winters (Kreyling et al. 2019). In zomer is de bijdrage beperkter door toegenomen droogtestress.

Verder zien Jackson et al. (2019) ook een parallel met een reductie van de windkracht, ook aangeduid als 'global stilling'. Gao et al. (2020) wijzen daarenboven op de impact van directe antropogene effecten, vooral urbanisatie maar ook actieve vastlegging van duinen. Hoewel menselijke factoren veelal een dominante rol spelen, blijft er volgens de auteurs onzekerheid over het relatief belang van de verschillende drijvende krachten.

De toegenomen biomassaproductie heeft ook gevolgen voor de bodemontwikkeling. Zo toonden Jones et al. (2008) een correlatie aan tussen enerzijds de hogere temperatuur en hogere zomerneerslag die tijdens de voorbije laatste 60 jaar in Newborough Warren (in Noord-Wales) worden opgetekend en anderzijds de sterkere bodemontwikkeling in de droge duinen. Deze bodemontwikkeling, gekenmerkt door hogere gehaltes aan organische koolstof, zorgt voor een buffering van vocht en voedingsstoffen. Dit stimuleert dan weer de plantengroei, wat zorgt voor een positieve terugkoppeling tussen beide factoren.

De vergroening van duinen tijdens de voorbije decennia is gedocumenteerd voor verschillende duingebieden in Noordwest-Europa, vooral in Nederland en Wales (Provoost et al. 2011; Arens et al. 2007; Howe et al. 2010). Ook voor de Belgische kust zijn cijfers voorhanden die de fixatietrend bevestigen (Verbestel 2009, Provoost et al. 2014). Een periode van extreem hoge neerslag is wellicht ook de oorzaak van de fixatie van het loopduin in het Westhoekreservaat (Provoost et al. 2011).

De vergroening of stabilisatie van kustduinen wordt maatschappelijk op verschillende manieren gepercipieerd. Enerzijds wordt de stabilisatie vanuit het oogpunt van zeewering vaak positief onthaald in de veronderstelling dat stabiliteit leidt tot hogere bescherming tegen kusterosie (Clarke & Rendell 2009, Jackson et al. 2019). Deze laatste auteurs spreken van een morfologische feedback veroorzaakt door klimaatverandering. Anderzijds heeft (over-)stabilisatie van duinen duidelijk een negatieve impact op de biodiversiteit (Kooijman & Besse 2002, Howe et al. 2010, Provoost et al.

2011, Brunbjerg et al. 2015). Vooral de specifiek aan kustduinen gekoppelde soorten zijn ecologisch doorgaans sterk aan dynamiek en/of kaal zand gebonden. Door de fixatie, al dan niet versterkt door andere drukken zoals versnippering of verstoring door recreatie, dreigen deze soorten in de verdrukking te komen.

5.2.1.3. Hydrologie

Veranderingen in de waterbalans

De hydrologie van de duinen is niet enkel relevant als standplaatsfactor voor grondwaterafhankelijke levensgemeenschappen maar speelt ook een rol bij de geomorfologische ontwikkeling. De uitstuiving van secundaire duinvalleien gebeurt namelijk tot een diepte waar de zandkorrels onder invloed van de capillaire opstijging van grondwater een te sterke cohesie ondervinden om nog door de wind in beweging te worden gebracht. De kenmerkende kruidachtige vegetatie van duinvalleien (EU habitattype 2190) is hieraan aangepast en ontwikkelt zich optimaal bij een gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand van 20 tot 60 cm onder maaiveld (Provoost et al. 2020). Naast de invloed van zeespiegelstijging (zie 5.2.1) kunnen bij veranderingen in neerslag en/of evapotranspiratie wijzigingen in de grondwatertafel optreden die leiden tot verschuivingen in de soortensamenstelling. Hierdoor kunnen soorten of zelfs het habitattype op zich lokaal verdwijnen.

De klimaatopwarming heeft in Vlaanderen geleid tot een toename van verdamping (klimaat.vmm.be, zie ook hoofdstuk 4). Ook aan de kust kan dit worden vastgesteld. Het effect op de gemiddelde grondwaterstand hangt echter af van het jaarlijks neerslagoverschot of het verschil tussen neerslag en verdamping (doorgaans benaderd door berekening van de potentiële evapotranspiratie of PET). Over de voorbije 30 tot 40 jaar vertoont het (potentieel) neerslagoverschot aan onze kust een stabiele trend. De stijging van de verdamping lijkt te worden gecompenseerd door een stijging van de neerslag. De gemiddelde jaarlijkse neerslag nam in die periode toe met ongeveer 100 mm (Provoost et al. 2020).

Toch vertonen de waterpeilen aan de kust in peilbuizen met meetreeksen van 30 jaar of langer (gelegen aan de westrand van De Westhoek in de Panne) wel een significant positieve trend. Dit heeft wellicht vooral te maken met het feit dat de actuele evapotranspiratie een stuk lager ligt dan de potentiële evapotranspiratie, die een ongelimiteerde wateraanvoer veronderstelt. Maar mogelijk laat de afbouw van de waterwinning in het aanpalende Calmeynbos zich voelen tot het uiterste westen van De Westhoek. Analyse van de meetreeksen in meetpunten uit andere duingebieden moet hier in de toekomst uitsluitsel over geven. Deze reeksen zijn doorgaans niet langer dan 20 jaar en globaal vertonen ze een stabiele trend in de gemiddelde peilen.

De lange meetreeksen uit de Westhoek tonen over een periode van 30 tot 45 jaar een toename van de amplitude van de seizoenale grondwaterfluctuaties. Dit is gerelateerd aan het groter verschil in neerslagoverschot tussen winter en zomer. Naar de toekomst toe is een verdere stijging van de evapotranspiratie te verwachten en dus ook van de kans op zomerdroogtes. De neerslagtrend is veel minder voorspelbaar. Het zal dus van deze trend afhangen hoe de grondwaterregimes in de toekomst zullen evolueren. Wel wordt verwacht dat de variabiliteit tussen de jaren ook toeneemt door

periodes van extreme neerslag, vooral tijdens de zomer. Kritische duinvalleisoorten zijn doorgaans al niet goed aangepast aan inundatie, en al zeker niet tijdens het volle groeiseizoen.

Gevolgen voor flora, vegetatie en fauna

Elke plantensoort kenmerkend voor duinvalleien vertoont een eigen hydrologisch optimum, afhankelijk van de tolerantie voor twee elementaire stressfactoren. Een eerste is de inundatie in het voorjaar en daarmee samenhangende anoxische bodemomstandigheden. Een tweede factor is droogtestress bij lage (na-)zomerwaterstanden. Relatief kleine veranderingen in grondwaterpeilen (ongeveer een decimeter) zullen hierdoor reeds verschuivingen in de soortensamenstelling teweegbrengen (Provoost et al. 2020; Curreli et al. 2013). Dit leidt tot ruimtelijke verschuivingen van de vegetatiepatronen in functie van de lokale microtopografie en daarmee samenhangende waterstand. Ook een verhoging van de amplitude van de fluctuatie betekent een toename van de hydrologische stress; droogte, indundatie of een combinatie van beide. Ruimtelijke verschuiving van de soorten biedt hier weinig soelaas gezien de toename van deze stress in het hele valleisysteem plaatsvindt. Zo zal een plant bij het 'ontvluchten' van droogtestress naar een lagere plek hogere inundatiestress ervaren en omgekeerd.

Door deze dubbele stress zullen de meest gevoelige plantensoorten het eerst verdwijnen. Ze komen vooral voor in de vochtige duinvalleien (habitattype 2190) en in mindere mate ook van vochtige varianten van kruipwilgvegetaties (2170), duingraslanden (2130), duinstruwelen (2160) en duinbossen (2180). Over de gevolgen van veranderingen in de hydrologische regimes voor de fauna is veel minder bekend. Ook hier zijn er soortspecifieke toleranties voor winterse overstroming en zomerse droogtestress. Een belangrijk verschil is de grotere mobiliteit van de organismen waardoor ze zich gemakkelijker kunnen verplaatsen naar plekken met een optimaal vochtregime. Uiteraard moeten deze plekken nog aanwezig zijn binnen de range van de betrokken soort.

De potentiële druk op de levensgemeenschappen van duinvalleien door veranderingen in hydrologische regimes komt bovenop andere knelpunten zoals versnippering, fixatie en vegetatiesuccessie. Door een combinatie van deze factoren is de grondwaterafhankelijke flora aan de kust in de loop van de 20ste eeuw heel sterk achteruitgegaan (De Raeve et al. 1983). Ook bij de fauna is een sterke achteruitgang vastgesteld bij een aantal karakteristieke soorten zoals rugstreeppad en rode barnsteenslak (Provoost & Bonte 2004).

5.2.1.4. Verschuiving in soortensamenstelling

Klimaatwijziging leidt tot verschuiving in het potentieel leefgebied van soorten, afhankelijk van hun zogenaamde 'klimaatenveloppe'. Meer dan 25 jaar geleden zijn al voorspellingen gemaakt over de toekomst van soorten in onze klimaatzone (bijvoorbeeld De Groot et al. 1995 voor Nederland of het MONARCH project in het Verenigd Koninkrijk; Harrison et al. 2001). Ondertussen zijn veel van die voorspellingen uitgekomen of zien we dat de eerste tekenen van verandering zich duidelijk hebben doorgezet. Recent wordt aan het INBO ook een indicator ontwikkeld die de verschuivingen in het voorkomen van (algemene) plantensoorten in functie van klimaatvoorkeur (voorlopig enkel temperatuur) weergeeft (Tuerlings et al. 2024). Daaruit blijkt dat bij een selectie van min of meer

karakteristieke duinsoorten, de warmteminnende soorten de voorbije twee decennia een duidelijke toename vertonen. Besse-Lototskaya (2011) gaven reeds aan dat de verwachte toename van plantensoorten in het duingebied relatief groot zou zijn. De uitbreidende soorten hebben een duidelijk overwicht in droge ruderale milieus (gewone ossentong, zandkool of echt bitterkruid bijvoorbeeld). Het is een groep van planten die ook al door De Groot et al. (1995) als 'indicatoren voor klimaatopwarming' naar voor werd geschoven. Zij vermelden voor de duinen onder meer kruipertje, kompassla, wouw, dubbelkelk en knolbeemdgras. Zij wijzen er ook op dat tot deze groep een aantal planten behoren met een C4 metabolisme zoals gewoon handjesgras, klein liefdegras en een aantal amarant soorten. C4 planten zijn, althans in Europa, sterk positief gecorreleerd zijn met een hogere temperatuur. Een gelijkaardige trend zien we ook in de meer natuurlijke mosduinen en open droge graslanden, waar een uitbreiding wordt vastgesteld van onder meer liggend bergvlas, kleine rupsklaver, gestreepte klaver, bokkenorchis, kegelsilene, laksteeltje, hazenstaart, zandlangbaardgras, hakig kronkelbladmos en zeer recent ook lancetbladige basterdwederik (zie ook Provoost et al. 2023). We zien de soortensamenstelling van deze vegetaties geleidelijk aan veranderen en aanrijken met zuidelijke soorten. In de helmduinen zien we een gelijkaardige trend met uitbreiding van blauwe zeedistel, zeewolfsmelk, zeevenkel en bleke morgenster. Bij zandhaver, een soort met een noordelijke verspreiding, zien we vooralsnog geen achteruitgang. Over de impact op de fauna in stuifduinen, mosduinen en pionierduingraslanden is weinig bekend maar ook hier zouden we louter op basis van klimaatwijziging, een toename van de soortenrijkdom kunnen verwachten gezien de soortenpool naar het zuiden toe ook toeneemt. Bijvoorbeeld bij landslakken zien we inderdaad een uitbreiding - al dan niet na menselijke introductie - van zuidelijke soorten zoals zandslak, duinslakken (Cernuella spp.), gekielde loofslak, slanke en bolle duinhoren. Toch kunnen andere factoren of indirecte effecten van klimaatverandering de overhand krijgen. Zo stellen Toft & Gajdoš (2024) in de spinnenfauna van de Deense kustduinen een achteruitgang vast van typische duinsoorten en een toename van vocht- en koelteminnende soorten. Dit is gerelateerd aan een toename van de vegetatiebedekking.

In de 'mesofiele' duingraslanden nemen koude- en warmteminnende plantensoorten een gelijkaardig aandeel in. Deze graslanden zijn enigszins gebufferd tegen extreme droogte door de aanwezigheid van een humeuze bodem en/of nabijheid van grondwater. Provoost et al. (2004) toonden aan dat in graslandbodems die tot een hoogte van ca. 2 m boven gemiddelde grondwatertafel voorkomen er een verhoogde opbouw van organische koolstof kan worden vastgesteld, wat deze buffering bewerkstelligt. Extreme droogte verstoort echter dit evenwicht. Dit zien we bijvoorbeeld in de evolutie van de duingraslandflora in de Doornpanne, een gebied met sterk verlaagde watertafels door de drinkwaterwinning. Hier zien we een duidelijke achteruitgang van meer mesofiele duingraslandsoorten zoals geel zonneroosje, bevertjes, gewone agrimonie en hondsviooltje (Provoost et al. 2023).

In de vochtige tot natte duinvalleien hebben koudeminnende soorten de overhand (kruipwilg en ruw walstro bijvoorbeeld). Hier zien we nog geen duidelijke klimaatgerelateerde verschuivingen in de soortensamenstelling. Wel kunnen we op termijn een achteruitgang verwachten van soorten met een uitgesproken noordelijke verspreiding zoals bonte paardenstaart (Berry et al. 2002).

In duinstruweel en -bos stellen we grote verschuivingen vast in de soortensamenstelling van de vegetatie (Provoost & Declerck 2021). Dit heeft vooral te maken met de volle ontwikkeling van deze nog jonge habitattypes in termen van en opbouw van soortenpool en spontane successie. Daarbij worden soorten gerekruteerd uit zowel natuurlijke milieus als uit tuinen (Leten 2013). De nieuwkomers omvatten dan ook een heel hoog percentage aan uitheemse soorten (Provoost & Bonte 2004).

In de huidige samenstelling van de structuurbepalende soorten (bomen en struiken) zijn warmte- en koudeminnende soorten in gelijkaardige proporties aanwezig. Uitbreiding van zuidelijke soorten van bossen en struwelen is nog niet zo prominent als in de open, droge duinen maar toch reeds aanwezig, zowel bij de houtige soorten (wollige sneeuwbal of steeneik), als bij de kruidachtigen in de ondergroei of zomen (Italiaanse aronskelk, stinkende lis of middelste duivenkervel). Ook verschillende uitheemse houtige soorten zoals laurierkers of hemelboom kunnen zich dankzij de klimaatopwarming sterker uitbreiden.

Boom- en struiksoorten kunnen wel een heel grote landschappelijke impact hebben, zeker als ze zich sterk uitbreiden in lage vegetatie. In die zin zal steeneik in de nabije toekomst een grote uitdaging vormen voor het beheer, gezien de soort massaal aan het kiemen is in een brede range aan habitattypes. Omgekeerd zal duindoorn, actueel de belangrijkste verstruweler in jonge duinlandschappen, bij zich verderzettende opwarming wellicht een achteruitgang beginnen vertonen. Kieming van duindoornzaden vereist namelijk een koude periode. De soort komt dan ook niet voor ten zuiden van de 10°C januari isotherm (Pearson & Rogers 1962).

Ook bij de fauna is uitbreiding van heel wat soorten vastgesteld (Cetti's zanger, Orpheusspotvogel, kaasjeskruiddikkopje, sikkelsprinkhaan, gaffelwaterjuffer, vuurlibel, zuidelijke heidelibel, zuidelijke glazenmaker, zuidelijke keizerlibel, …). Vermoedelijk is de impact op het ecosysteem hiervan relatief beperkt, maar specifiek onderzoek hierover ontbreekt voor het kustgebied.

5.2.2 Klimaatadaptatie

5.2.2.1. Zeespiegelstijging en kustbescherming

Bij substantiële stijging van de zeespiegel zal netto kusterosie optreden, al kunnen er lokaal en tijdelijk grote verschillen optreden in de sedimentdynamiek. In een natuurlijk systeem zal erosie leiden tot een redynamisering van duinen en een herverdeling van het sediment via zowel mariene als eolische transportmechanismen (Psuty & Silveira 2010). Dit kan op bepaalde locaties zelfs leiden tot nieuwe duinvorming. Geomorfologische processen vergen echter ruimte en die is vaak niet voorhanden, zeker niet aan onze kust. Het ecosysteem zit geprangd tussen de stijgende zeespiegel aan zeezijde en de vastgelegde, urbane zones aan landzijde, een fenomeen dat wordt aangeduid met de term 'coastal squeeze' (Doody 2004).

Het grootste effect van zeespiegelstijging op het kustecosysteem op termijn van enkele decennia valt te verwachten door de menselijke reactie op die zeespiegelstijging, namelijk de maatregelen die zullen genomen worden in het kader van de kustveiligheid. De belangen zijn dan ook niet gering.

Verwaest et al. (2013) ramen de kost van een duizendjarige storm (+7 m TAW) voor de duinen en aangrenzende inundeerbare zones op 2 miljard euro. De visie van de Vlaamse Overheid op de zeewering is vertaald naar een kustbeschermingsplan, dat een perspectief biedt tot 2050 en rekening houdt met een zeespiegelstijging van 30 cm (MDK 2011). Dit plan gaat uit van een bescherming van de kustzone tegen een 1000-jarige storm. Dit is een storm die gemiddeld (statistisch) éénmaal voorkomt in een periode van 1000 jaar en overeenkomt met een stormvloedniveau van 7m TAW en golven met een hoogte van 5 meter. Een uitgangspunt bij de vertaling naar concrete maatregelen is het streven naar een veerkrachtige kust die kan 'meegroeien met de zee'. Hiervoor worden vooral zogenaamde 'zachte' kustbeschermingsmaatregelen genomen die gebaseerd zijn op het toevoegen van het natuurlijk sediment aan het systeem, namelijk zand. Op sommige locaties zijn zachte maatregelen echter onmogelijk of ontoereikend en moeten harde maatregelen genomen worden zoals het ophogen van zeewerende dijken en kaaimuren in de havens of de bouw van de stormvloedkering in de IJzermonding. Het motto van de kustbescherming is dan ook 'zacht waar het kan, hard waar het moet'.

De ecologische impact van kustbescherming is in de praktijk vooral gerelateerd aan de zandsuppleties. Jaarlijks wordt bijna 1 miljoen m³ zand aangebracht op onze stranden of op de vooroever (Strypsteen & Roest 2024). Hoewel suppleties nauw aansluiten bij de natuurlijke sedimentdynamiek aan de kust en dus ecologisch te verkiezen zijn boven harde maatregelen, moet ook rekening gehouden worden met een negatieve impact, zowel in de zandwinningsgebieden op zee als op de stranden zelf. Speybroeck et al. (2006) geven aan welke milderende maatregelen kunnen genomen worden. In eerste instantie moet rekening gehouden worden met timing en locatie van de suppletie. Maatregelen worden best uitgevoerd in een periode met geringe activiteit van strandvogels en andere mobiele organismen. Dit is heel locatie-specifiek. Ook de keuze voor strand- dan wel vooroeversuppletie is vanuit ecologisch oogpunt niet eenvoudig te maken en hangt af van lokale factoren. Het intertidale strand vormt een zeer dynamische component van het kustecosysteem waarin de organismen die hier voorkomen zijn aangepast. In die zin is suppletie hier te verkiezen boven de vooroever, waar iets stabielere mariene levensgemeenschappen voorkomen. Een tweede element heeft te maken met het type zand dat wordt gebruikt. Daarbij wordt best gekozen voor een type dat aansluit bij de korrelgrootteverdeling van het lokale sediment. Dit is in eerste instantie belangrijk voor een snel herstel van de benthische organismen en daarvan afhankelijke hogere trofische niveaus maar heeft ook repercussies voor eolisch dynamiek en duinvorming. Globaal genomen zijn meerdere kleinere projecten (< 800 m kustlengte), gespreid in de tijd, ook te verkiezen boven één grote suppletie. Een afwisseling van al dan niet gesuppleerde strandzones bespoedigt het herstel van de levensgemeenschappen.

Deze aanbevelingen zijn niet altijd compatibel met een efficiënte bedrijfsvoering. Zo wordt vanuit veiligheidsoogpunt bij voorkeur een grof zandtype gekozen omdat dit langer weerstand biedt aan erosie. Ook zijn vanuit economisch oogpunt schaalvoordelen verbonden aan een meer grootschalige benadering.

Naar de toekomst toe zullen we rekening moeten houden met een nog sterkere stijging van de zeespiegel. Het (ontwerp-) strategisch beleidsplan Kustvisie heeft 2100 in het vizier en houdt in de

onderzochte scenario's rekening met 1 tot 3 m zeespiegelstijging. Binnen Kustvisie wordt een 'kansrijk kustbeschermingslint' aangeduid waarbinnen in de toekomst gepaste kustbeschermingsmaatregelen kunnen genomen. Op basis van een co-creatie onderzoekstraject, de resultaten van het ontwerp Plan-MER (Hoogtij(d) 2023b), een maatschappelijke kosten-batenanalyse en tal van andere onderzoeksrapporten wordt een voorkeursalternatief als langetermijnstrategie voorgesteld. Voor de strandzones betreft dit het alternatief 'Zeewaarts' , waarin de huidige hoog- en laagwaterlijn op termijn in één of meerdere stappen gemiddeld een honderdtal meter zeewaarts wordt verplaatst waarbij strand, duinen en dijken stapsgewijs worden opgehoogd. Zo kan overal minstens de huidige droog strandbreedte behouden blijven, zelfs als er voor de breedste maatregel, namelijk de aanleg van een duin voor dijk gekozen wordt.

De aanleg van nieuwe duinen voor de huidige zeewerende dijken heeft meerdere doelen. Een eerste is uiteraard de zeewering zelf. De helmduinen in de zeereep vormen niet alleen een goede bescherming tegen stormvloeden maar hebben ook een zeker zelfhelend vermogen na stormschade. Helm is namelijk een bijzonder snelle groeier, zowel horizontaal als verticaal en kan daarmee ook grote hoeveelheden zand vastleggen (Bonte et al. 2021). Daardoor vormen de duinen ook een goede buffer voor het extra zand dat door strandsuppleties in het systeem gebracht werd. Tijdens luwe periodes kan dit zand in de duinen accumuleren terwijl het tijdens stormen weer richting strand erodeert. De zandvang-functie verhindert ook dat zand doorstuift in de urbane zones, wat een belangrijke besparing van ruimingskosten met zich meebrengt. De nieuwe duinen vervullen uiteraard ook een belangrijke ecologische functie als habitat én als verbindingsgebied (zie verder). Tot slot is er ook een recreatieve meerwaarde aan verbonden als natuurlijk decor of als gebruiksruimte. Helmduinen vormen dan ook een habitattype dat diverse en hoog gewaardeerde ecosysteemdiensten levert (Verbiest et al. 2017). Dit verklaart waarom actueel, verspreid over onze kust, al vier zo'n duin-voor-dijk projecten werden gerealiseerd. Intensieve monitoring moet toelaten om dit concept verder te optimaliseren en uit te rollen over grote delen van de actueel geürbaniseerde kuststrook.

De realisatie van het scenario 'zeewaarts' zal in de komende decennia vooral extra strandsuppleties vergen, zowel voor de urbane zones als voor bestaande duinen. De aanleg of spontane ontwikkeling van extra duinen houdt ook een gevaar in voor toegenomen fixatie van de achterliggende duinen. De uitdaging zal er vooral in bestaan om de zeereep voldoende dynamisch te houden. Dit is niet enkel van belang vanuit ecologisch oogpunt maar zal ook toelaten dat extra zand in het zeewerend duin terechtkomt en zo de zeewerende capaciteit verhoogt. Zowel natuur als kustbescherming zijn dus gebaat bij een meer dynamische benadering van het zeereepbeheer (Provoost et al. 2014).

5.2.2.2. Fixatie van duinen

Een evidente reactie vanuit beheer op de fixatie en het dichtgroeien van duinen is het weer openmaken van de vegetatie en het stimuleren van verstuivingsprocessen. Dit kan gebeuren op verschillende schaalniveaus waarbij ieder niveau een eigen ecologische betekenis heeft (De Leeuw et al. 2019). Grootschalige dynamiek werkt op landschapsschaal en daarmee samenhangend op langere termijn (decennia). Het betreft verstuivingen zoals we die tot enkele decennia geleden nog in De

Westhoek of Ter Yde konden zien met verschillende ha (Ter Yde) tot tientallen ha (Westhoek) kaal zand. Op korte termijn kunnen door deze processen ook belangrijke natuurwaarden van gefixeerde duinen verloren gaan. Het is dus belangrijk om effecten op langere termijn in de afweging te betrekken. Een zekere schaal van verstuiving is namelijk noodzakelijk om het landschap grondig te verjongen en om nieuwvorming van duinvalleien mogelijk te maken (zie verder). Deze verjonging brengt mineraal kalkrijk zand in het systeem en biedt ook de mogelijkheid tot adaptatie van het landschap aan een veranderde hydrologie en/of aan de zeespiegelstijging. De volle ontwikkeling van de biodiversiteit gebeurt pas als de intensiteit van de verstuiving (lokaal) afneemt en een brede range aan biotooptypes tot ontwikkeling komt van helmduinen over pionierduingraslanden tot jonge duinvalleien.

Voor herstel van duingraslanden op korte termijn biedt kleinschalige verstuiving het meeste perspectief (De Leeuw et al. 2019, Jones et al. 2021). Kleinere stuifkuilen zijn in het sterk gefragmenteerde landschap aan onze kust meer inpasbaar dan grootschalige verstuivingen. Vanuit de stuifkuilen worden delen van aanpalende graslanden bedekt met een laagje kalkrijk en mineraal zand, wat de successie terugschroeft en de ontwikkeling van pioniervegetatie mogelijk maakt. Een beperkte overstuiving of 'overpoedering' gebeurt tot op grotere afstanden van de stuifplek. De hoeveelheden afgezet zand op een bepaalde afstand is afhankelijk van veel factoren zoals de grootte, vorm, ligging en expositie van de stuifplek ten opzichte van de dominante windrichting. Overpoedering heeft vooral impact op de bodemprocessen door inbreng van kalk. Dit verhoogt de mineralisatiesnelheid van het organisch materiaal waardoor de accumulatie ervan wordt tegengegaan. Dit vermindert dan weer de stikstofbeschikbaarheid voor de vegetatie. De kalkrijkdom zorgt ook voor afname van de fosforbeschikbaarheid door sterke chemische binding. Afname van de voedselbeschikbaarheid resulteert vervolgens in een toename van de soortenrijkdom van de vegetatie (Kooijman & Besse 2002; Aggenbach et al. 2018, Brunbjerg et al. 2015). Voor de ongewereldenfauna is ook de toename van de oppervlakte aan kaal zand van belang. Kaal zand zorgt voor een snelle opwarming van de bodem waardoor een snellere larvale ontwikkeling van ongewervelden mogelijk is. De gezamenlijke effecten van kleinschalige verstuivingsdynamiek werken ook door naar de hogere trofische niveaus en zijn bijvoorbeeld een belangrijk element in het herstel van de populaties van tapuit en grauwe klauwier (Nijssen et al. 2014).

Herstel van verstuivingsdynamiek vergt ingrepen op landschapsniveau. Zeker voor grootschalige verstuivingen betreft het drastische ingrepen. Hier moet de vegetatie over een aanzienlijke oppervlakte volledig worden verwijderd. Voor het stuifduinherstel in De Westhoek bijvoorbeeld ging het over 7 ha (Provoost et al. 2019). Maar ook kleinschalige verstuivingen vergen een aangepast landschap, enerzijds om voldoende duurzame verstuivingen op gang te krijgen en anderzijds om tot succesvol herstel van duingrasland te komen. Hier is vooral de openheid van het landschap van belang. Aan onze kust zijn de meeste duingebieden sterk verstruweeld. Het openmaken van voldoende grote, aaneengesloten oppervlaktes duin (minstens enkele ha) door verwijderen van opgaande vegetatie is dus een eerste vereiste voor het herstel van de kenmerkende levensgemeenschappen van droge duinen. Duurzaamheid zal in eerste instantie afhangen van het beheer. Door maaien en/of inzetten van grote grazers kan de vegetatieontwikkeling worden beperkt. Begrazing heeft het voordeel dat hiermee een structuurrijke vegetatie kan ontwikkelen, inclusief

open plekken. Het onderdrukken van struweelontwikkeling vergt echter een hoge graasdruk en die is dan weer nefast voor grondbewonende ongewervelden (Batsleer et al. 2021). Het instellen van een evenwichtige begrazing is eenvoudiger binnen grotere entiteiten open duin omdat de verstruwelingsdruk daar veel lager is. Daarenboven zijn er meer kansen voor verstuivingsprocessen, die ook een rem zetten op de vegetatieontwikkeling. Paradoxaal genoeg kan ook een toename van de neerslagintensiteit hier een hulp zijn bij de instandhouding van kaal zand. Reliëfrijke open duinen met veel korte vegetatie en jonge, erosiegevoelige bodems zijn namelijk gevoelig voor watererosie (De Leeuw et al. 2019, Aggenbach et al. 2018). Toch zal herstel van stuifactiviteit, ook op kleine schaal, doorgaans mechanische ingrepen vergen.

De zeereep vormt de meest kansrijke locatie voor het in gang zetten van duurzame verstuivingsprocessen omdat de windkracht hier het hoogst is en er vanuit het strand mogelijkheid is voor aanvoer van grote hoeveelheden zand (Arens et al. 2007). Zoals hoger aangehaald, zien verschillende auteurs hier echter een conflict met kustbescherming (Clarke & Rendell 2009, Jackson et al. 2019), zeker als klimaatverandering ook een verhoogde stormfrequentie zou inhouden. Althans voor de Noord-Atlantische kustduinen kan betwist worden of fixatie zonder meer positief is voor zeewering (Arens et al. 2022, Van der Biest et al. 2017). Zowel de sterkte als veerkracht van zeewerende duinen hebben baat bij een vitale helmvegetatie en dit vergt een minimale dynamiek (Bonte et al. 2022). Bij stabilisatie komt de bodemontwikkeling op gang en neemt het bodemleven toe. Dit omvat onder meer parasitaire bodemaaltjes die de gezondheid van helm en dus de veerkracht van de zeewering aantasten. Daarenboven kan in een dynamische zeereep zand landinwaarts doorstuiven zodat het beschermend duinvolume toeneemt. Zowel zeewering en natuurbehoud zijn dus gebaat bij het toelaten of stimuleren van een zekere dynamiek in de zeereep.

5.2.2.3. Toename van de hydrologische dynamiek

Bij structurele maar relatief stabiele veranderingen in de gemiddelde grondwaterstanden kan geopteerd worden om duinvalleien te herstellen. Dergelijke veranderingen worden verwacht bij doorgezette wijziging in het neerslagoverschot of bij sterke zeespiegelstijging maar kunnen ook met andere factoren te maken hebben zoals drainerende infrastructuur of een sterke reductie van de infiltratie van neerslag. De nieuwe hydrologische situatie vormt de leidraad voor het bepalen van de topografie van de (her-)aan te leggen duinvallei. Die topografie bepaalt immers de grondwaterpeilen ten opzichte van het maaiveld. Gedetailleerde kennis van de topografie van de uitgangssituatie en de hydrologie zijn onontbeerlijk voor een succesvolle aanpak. Inschatting van de hydrologie vergt meetreeksen van bij voorkeur meerdere jaren die kunnen vergeleken worden met lange meetreeksen uit het uitgebreide hydrologische meetnet aan de kust. Op basis hiervan kunnen gemiddelde peilen en peilvariatie afgeleid worden die representatief zijn voor de bewuste locatie en voor een langere periode.

Gezien de kenmerkende plantensoorten van duinvalleien elk een eigen hydrologisch optimum vertonen, bestaat er niet zoiets als een ‘optimale grondwaterstand’ voor duinvalleivegetaties en dus ook niet een optimale maaiveldhoogte. Duinvalleien vertonen van nature variatie in topografie. In secundaire duinvalleien is die variatie gerelateerd aan de verschillende uitstuifdieptes over de jaren

heen, afhankelijk van de waterstand op het moment van uitstuiven. Ook het periodiek terugstuiven van zand bij aanhoudende oostenwind zorgt voor ontwikkeling van lage ruggen en dus topografische variatie binnen de valleien. In primaire duinvalleien is het reliëf vaak een restant van voormalige embryonale duintjes op de strandvlakte. Deze topografische variabiliteit in duinvalleien is mee bepalend voor hun ecologische rijkdom en is ook noodzakelijk om de natuurlijke fluctuaties van grondwaterstanden over de jaren heen te kunnen opvangen. In natte jaren zullen de hoogstgelegen groeiplaatsen van een soort belangrijk zijn voor de overleving van de lokale populatie, in droge jaren net de laagst gelegen. Voor de ontwikkeling van botanisch soortenrijke duinvalleivegetaties geven Provoost et al. (2020) een richtwaarde voor een optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand variërend tussen 20 en 60 cm onder maaiveld. Deze waarden kunnen gebruikt worden als gemiddeld streefpeil voor de topografie bij natuurherstel. Om de hydrologische variabiliteit op te vangen én de volledige ecologische gradiënt te omvatten dient de topografische variatie in de gehele vallei ruimer genomen te worden zodat gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand varieert van iets boven maaiveld tot meer dan een meter onder maaiveld. Permanent waterhoudende poelen vervolledigen die variatie.

Herstel van duinvalleien gebeurt bij voorkeur aan de hand van natuurlijke processen. Duinvalleien kunnen ontstaan door primaire duinvorming, waarbij delen van een strandvlakte van zee worden afgesnoerd door de ontwikkeling van zeewerende duintjes. De duinen van Knokke en van Hannecart-Groenendijk in Oostduinkerke-Nieuwpoort zijn het resultaat van historische primaire duinvormingsprocessen. Actueel is hier aan onze kust nog amper ruimte voor. Enkel op de kustmatige strandvlakte ten oosten van de strekdam van de Zeebrugse haven (De Baai van Heist) zien we een aanzet tot vorming van primaire duinvalleitjes. Op de strandvlakte ten westen van de haven (Zeebrugge-Bad) wordt primaire duinvorming door het strandbeheer in de kiem gesmoord. Het is zeker wenselijk om deze ontwikkelingen aan beide zijden van de haven volop kansen te geven.

De meeste duinvalleien aan onze kust zijn echter secundair ontstaan, door uitstuiving tot op grondwaterniveau. Dit vergt aanzienlijke verstuivingsprocessen en dus voldoende ruimte. Ook hiervoor is aan onze kust weinig ruimte beschikbaar. Alle kansen voor stuifduinherstel dienen dan ook volop benut te worden, zeker als daarmee spontane ontwikkeling van duinvalleien mogelijk is. Spontane duinvalleivorming via verstuiving is essentieel voor de nieuwvorming van kruipwilgstruwelen (EU habitattype 2170). Kruipwilg kiemt in duinvalleien en kan bij lichte overstuiving meegroeien tot de kenmerkende lage kopjesduinen. Nieuwvorming van dit habitattype vormt één van de grootste beheeruitdagingen aan onze kust. Dit is nodig gezien de snelle verstruweling en verbossing van kruipwilg (Provoost & Declerck 2021).

In de meeste gevallen zal duinvalleiherstel via verstuivingsprocessen onmogelijk zijn bij gebrek aan ruimte of verstuifbare zandvoorraad. In dat geval kan een structurele daling van de gemiddelde grondwaterstand ook gecompenseerd worden door bestaande valleien of laag gelegen terreindelen af te graven. Het behoud of herstel van de microtopografische variatie is daarbij dus essentieel. Vanuit beheeroogpunt is het wel wenselijk om de reliëfverschillen niet te abrupt te maken zodat machinaal beheer mogelijk blijft. Omgekeerd kan de valleibodem opgehoogd worden bij stijging van

de waterstanden. Hiermee is aan onze kust echter minder ervaring gezien we tot nog toe vooral met verdroging geconfronteerd worden.

Veranderingen in de hydrologie kunnen ook betrekking hebben op de amplitude van de jaarlijkse grondwaterschommelingen. Vooral een toename van die amplitude vormt een knelpunt voor de meest kritische duinvalleisoorten. Deze toename is een klimaateffect dat nu reeds voelbaar is en in de toekomst wellicht nog verder zal uitbreiden. Vergravingen brengen hier geen soelaas omdat een verlaging van het maaiveld in functie van beperking van de droogtestress in de nazomer zal leiden tot meer langdurige inundatie in winter en voorjaar. In oppervlaktewater-gestuurde systemen is een (beperkte) beïnvloeding van het fluctuatieverloop mogelijk door het stuwen van waterlopen om grondwater langer op te houden in de zomer en versneld afvoeren van 'overtollige' neerslag in de winter. De meeste duinsystemen zijn echter louter door grondwater beïnvloed en laten dergelijke sturing niet toe. Enkel aan de binnenduinrand of in voormalige strandvlaktes (Hannecart en Zwinduinen) is hydrologische sturing via oppervlaktewater mogelijk.

Bij klimaatadaptief beheer van duinvalleien zal daarom moeten getracht worden om optimaal gebruik te maken van zones met een beperkte fluctuatie van de grondwatertafel. Hierbij zijn drie factoren van belang. Beperkte schommelingen komen vooreerst voor als de grondwaterdynamiek wordt beïnvloed door het zeepeil. Ter hoogte van het strand bevindt de grondwatertafel zich ongeveer op het hoogwaterniveau. De fluctuaties bedragen hier slechts enkele decimeters en worden bepaald door de springtijcycli. Door de traagheid van de grondwaterstromingen hebben de dagelijkse tijfluctuaties amper impact op het freatisch grondwaterniveau. Duinvalleien dicht tegen het hoogstrand gelegen zoals bijvoorbeeld in de voormalige camping Cosmos (Westende) of in de Fonteintjes te Zeebrugge vertonen beperkte grondwaterfluctuaties en herbergen daarom een rijke flora. Een (toekomstig) nadeel van deze locatie is de grotere impact van zeespiegelstijging.

Kwel is een tweede fenomeen dat de amplitude van de grondwaterfluctuaties beperkt. Aan de kust is de kweldruk echter heel beperkt. Enkel in sommige duinzoomgebieden of in de ingesloten strandvlakte van Hannecart zijn kwelinvloeden duidelijk aanwezig. Een derde factor is de verdamping in het omringende landschap. Gebieden met uitgestrekte vochtige duinvalleien zoals de Westhoek in De Panne kennen ook een grote evapotranspiratie, wat de zomerpeilen sterk doet dalen. In gebieden met overwegend droge duinen is de evapotranspiratie beperkt, wat zich weerspiegelt in de relatief geringe grondwaterfluctuaties. Dit is bijvoorbeeld merkbaar in de pannen in het noordwesten van Ter Yde in Oostduinkerke. Samen met de connectiviteit tussen de duinvalleien vormt het grondwater(fluctuatie)regime een cruciaal element bij het uitwerken van een visie op de ontwikkeling van duinvalleihabitats aan onze kust.

5.2.2.4. Verschuiving in soortensamenstelling

De areaalwijzigingen van soorten als gevolg van klimaatverandering zullen lokaal leiden tot opduiken en verdwijnen van soorten. Om te vermijden dat soorten met een relatief beperkt areaal hierdoor volledig uitsterven, is het vooreerst noodzakelijk om de ecologische connectiviteit van het landschap te verhogen zodat populaties geleidelijk noordwaarts kunnen 'opschuiven'. De Belgische kust staat op

dat vlak voor grote uitdagingen door de verregaande urbanisatie en daarmee gepaard gaande versnippering van natuur. De mogelijkheden voor herstel van fysieke verbindingen tussen de duingebieden zijn vaak heel beperkt. De belangrijkste potenties hiervoor situeren zich enerzijds aan de binnenduinrand en anderzijds ter hoogte van het hoogstrand. Aan zeezijde is die connectiviteit vooral relevant voor soorten uit pioniermilieus zoals embryonaal duin, helmduin, mosduin en pionierduingrasland. Maar ook een soort als rugstreeppad maakt gebruik van het strand voor dispersie over grotere afstanden (Cox et al. 2017). Natuurontwikkeling, onder meer in functie van connectiviteit, kan hier gerealiseerd worden door de aanleg of het spontaan laten ontwikkelen van duinen voor de zeedijken (zie 5.2.2.1). Aan landzijde kan de connectiviteit nog sterk verhoogd worden door natuurontwikkeling in de overgangszone tussen duin en polder. Soorten die hier gebruik van kunnen maken zijn kenmerkend voor habitats uit de gefixeerde duinen; graslanden, duinvalleien, struwelen en bossen. Kamsalamander vormt hier één van de mogelijke indicatorsoorten voor de effectiviteit van de verbinding. Het is een soort met relatief beperkte dispersiecapaciteiten die in het huidige gefragmenteerde landschap onoverbrugbare barrières lijkt te ondervinden. Tot slot zullen voor plantensoorten met heel beperkte verbreidingscapaciteiten menselijke ingrepen nodig zijn om genetische uitwisseling tussen deelpopulaties mogelijk te maken. We denken dan aan transport van maaisel of uitwisseling van grote grazers.

Een tweede element dat de druk vanuit klimaatverandering op de levensgemeenschappen kan milderen is het voorzien van voldoende structuur in vegetatie en landschap. Dit leidt tot variatie in microklimaat waardoor refugia ontstaan bij extreme weersomstandigheden. Begrazing is een geschikt middel om de variatie in vegetatiestructuur te verhogen (Van Uytvanck et al. 2022). We hebben echter al gewezen op het moeilijke evenwicht tussen enerzijds de beheerdoelen, namelijk het terugdringen van ruigte en struweel, en anderzijds het behoud van voor begrazing gevoelige organismen (zie 5.2.2.2). Mogelijke negatieve effecten van begrazing zijn onder meer vertrappeling van grondbewonende ongewervelden, selectieve (over)consumptie van bepaalde soorten (orchideeën bijvoorbeeld) of achteruitgang van bloei en daarmee ook de voedselbron voor bestuivers. Het is daarom belangrijk de graasdruk te beperken door voldoende grote open plekken te creëren en het beheer aan te vullen met mechanische ingrepen om zones met sterke verstruweling of grasdominantie terug te dringen. Verder is ook variatie in reliëf van belang. Dit bevordert de variatie in microklimaat door verschillen in expositie en helling en zorgt ook voor variatie in bodemvochtigheid, althans indien de bodem lokaal binnen het bereik van het grondwater komt (zie 5.2.2.3).

Tot slot kunnen we ook actief ingrijpen in de soortensamenstelling door het verwijderen van ongewenste soorten. Daarbij denken we in eerste instantie aan uitheemse invasieve soorten maar ook aan inheemse of ‘neo-indigene’ houtige planten (Leten 2013). Een toekomstig belangrijke soort in deze laatste categorie is de steeneik (*Quercus ilex*), die momenteel massaal wordt aangeplant aan de kust vanwege zijn droogteresistentie. Tegelijkertijd verspreidt de soort zich snel en verwildert ze in een brede reeks habitattypes. Dergelijke soorten zullen in de toekomst een heel belangrijke rol spelen in de duinbossen, vergelijkbaar met de positie die gewone esdoorn de voorbije decennia aan de kust heeft veroverd. Deze ontwikkelingen zijn in de praktijk moeilijk tegen te houden en zijn zelfs wenselijk en essentieel om in de toekomst een gezonde mix van dominante boomsoorten in de

bossen te garanderen (Desie et al. 2024). Welke soorten we in dit opzicht willen toelaten of zelfs actief inbrengen in de duinbossen is geen gemakkelijk vraagstuk omdat natuurlijke referentiesituaties ontbreken. De opmaak van een visie op duinbosontwikkeling is wenselijk.

5.2.3. Literatuur

Aggenbach C., Arens S., Fujita Y., Kooijman A., Neijmeijer T., Nijssen M., Stuyfzand P., van Til M., van Boxel J. & Cammeraat L. (2018). Herstel grijze duinen door reactiveren kleinschalige dynamiek. OBN223-DK. VBNE, Driebergen, 340 p.

Arens S.M., Geelen L., van der Hagen H., Slings Q.L. (2007). Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen; kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport fase 1. RAP2007.02 in opdracht van Waternet, DZH en PWN.

Arens B., Bos B., Damsma P., Geelen L., Goessen P., van der Graaf S., Groenendijk D., Harkema E., van der Heide T., IJff S., Janssen M., Kooijman A., Lamers J., de Meij T., Meijer J., Nachbar N., Nijenhuis M., Oost A., Prins M., Roeland E., Rossenaar A.-J., Smit G.-J., van der Spek E., Terlouw S., van der Valk B., van Wijk K. & Zijlstra A. (2022). Handleiding Dynamisering Zeereep. Staatsbosbeheer, Amersfoort, 140 p.

Batsleer F., Maes D., Van Uytvanck J., Provoost S., Lamaire J. & Bonte D. (2021). De moeilijke balans tussen duinbeheer en bescherming van de Harkwesp. Valt begrazing in de duinen te verzoenen met het behoud van ongewervelden? Natuur.Focus 3: 100-108.

Berry P.M., Dawson T.P., Harrison P.A. & Pearson R.G. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. Global Ecology and Biogeography 11: 453-462.

Besse-Lototskaya A.A., Geertsema W., Griffioen A.J., van der Veen M. & Verdonschot P.F.M. (2011). Natuurdoelen en klimaatverandering: State-of-the-Art. Wageningen, Alterra, rapport 2135, 156 p.

Boerema A., Pieterse A., Van der Biest K. et al. (2021). Ecosysteemdiensten en bouwen met de natuur aan onze zandige kust. RA21118. IMDC nv en UAntwerpen, Antwerpen, 118 p.

Bonte D., Batseleer F., Provoost S., Reijers V., Vandegehuchte M.L., Van De Walle R., Dan S., Matheve H., Rauwoens P., Strypsteen G., Suzuki T., Verwaest T. & Hillaert J. (2021). Biomorphogenic feedbacks and the spatial organization of a dominant grass steer dune development. Frontiers in Ecology and Evolution 9: 1–12 (Article 761336).

Brunbjerg A.K., Jørgensen G.P., Nielsen K.M., Pedersen M.L., Svenning J.-C. & Ejrnæs R. (2015). Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. Biological Conservation 182: 243-253.

Carter R.W.G. (1990). Near-future sea level impacts on coastal dune landscapes. Landscape Ecology 6(1/2): 29-39.

Clarke M.L. & Rendell H.M. (2009). The impact of North Atlantic storminess on western European coasts: A review. Quaternary International 195: 31-41

Cox K., MaesJ., Van Calster H. & Mergeay J. (2017). De Rugstreeppad als strandtoerist. Natuur.Focus 4: 152-157.

Curreli A., Wallace H., Freeman C., Hollingham M., Stratford C., Johnson H. & Jones L. (2013). Eco-hydrological requirements of dune slack vegetation and the implications of climate change. Science of the Total Environment 443: 910-919.

De Groot R.S., Ketner P. & Ovaa A.H. (1995). Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. Journal of Biogeography 22: 935-943.

De Leeuw C.C., van Til M., Aggenbach C.J.S. & Arens S.M. (2019). Kleinschalige verstuiving voor herstel van Grijze duinen. OBN Deskundigenteam Duin- en Kustlandschap. KNNV Uitgeverij, Zeist, Driebergen, 35 p.

Denys L. & Baeteman C. (1995). Holocene evolution of relative sea-level and local mean high water spring tides in Belgium - a first assessment. Marine Geology 124: 1-19.

De Raeve F., Leten M. & Rappé G. (1983). Flora en vegetatie van de duinen tussen Oostduinkerke en Nieuwpoort. Rapport van de geobotanische studie uitgevoerd in het raam van de geplande waterwinning 'Ter Yde'. Nationale Plantentuin van België, Meise, 176 p. + bijl.

Desie E., Muys B., Casier M., Fonteyn W., Van Meerbeek K., Haesen S., Van Beek E., Chevalier R., Nyssen B., Thomassen E., Jense W., Dassonville N., Losseau J. & Badalementi L. (2024). Eindrapport klimaatbomen. Opmaak van een lijst en begeleidend document met aangepaste boomsoorten en herkomst voor Vlaanderen in functie van klimaatverandering. In opdracht van Afdeling Natuur en Bos. KULeuven, Koninklijke Belgische Bosbouwmaatschappij & Bosgroep Zuid Nederland, Leuven, 96 p.

Doody J.P. (2004). 'Coastal squeeze' – a historical perspective. Journal of Coastal Conservation 10: 129-138.

Feagin, R.A., Sherman, D.J., Grant, W.E. (2005). Global sea-level rise and the loss of sand dune plant habitats. Front. Ecol. Environ. 3 (7), 359–364.

Fox-Kemper, B., Hewitt H.T., Xiao C., Aðalgeirsdóttir G., Drijfhout S.S., Edwards T.L., Golledge N.R., Hemer M., Kopp R.E., Krinner G. , Mix A., Notz D., Nowicki S., Nurhati I.S., Ruiz L., Sallée J.-B., Slangen A.B.A. & Yu Y. (2021). Ocean, Cryosphere and Sea Level Change. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C.

Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, New York: 1211–1362.

Gao J., Kennedy, D.M. & Konlechner T.M. (2020). Coastal dune mobility over the past century: A global review. Progress in Physical Geography: Earth and Environment 44 (6): 814-836.

Hamlington B.D., Bellas-Manley A., Willis J.K., Fournier S., Vinogradova N., Nerem R.S., Piecuch C.G., Thompson P.R. & Kopp R. (2024). The rate of global sea level rise doubled during the past three decades. Communications earth & environment 5 (601): 1-4.

Hanley M.E. et al. (2014). Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. Coastal engineering.

Harrison P.A., Berry P.M. & Dawton T.P., eds. (2001). Climate change and nature conservation in Britain and Ireland: modelling natural responses to climate change (the MONARCH project). UKCIP Technical report, Oxford, 271 p.

Hesp P.A. (1990). A review of biological and geomorphological processes involved in the initiation and development of incipient foredunes. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, 96B: 181-201.

Hoogtij(d) (2023a). Kustvisie: referentiesituatie verzilting. I/RA/11630/21196/ABO. In opdracht van Departement Mobiliteit en Openbare Werken.

Hoogtij(d) (2023b). Kustvisie: kennisgeving MER. E/RA/11630/23.042/ABO. In opdracht van Departement Mobiliteit en Openbare Werken, 154 p.

Howe M.A., Knight G.T. & Clee C. (2010). The importance of coastal sand dunes for terrestrial invertebrates in Wales and the UK, with particular reference to aculeate Hymenoptera (bees, wasps & ants). Journal of Coastal Conservation 14: 91-102.

Huybrechts P., van Breedam J., Thiery W., Van den Eynde D., Slangen A., Pattyn F. & Hamdi R. (2023). Zeespiegelstijging voor Vlaanderen – Vraag 1. Versie 4.0. WL Memo's, 21_127_1. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Jackson DWT, Costas S, González-villanueva R et al. (2019). A global ' greening ' of coastal dunes : an integrated consequence of climate change? Global and Planetary Change 182, 103026.

Jones M.L.M., Sowerby A., Williams D.L. & Jones R.E. (2008). Factors controlling soil development in sand dunes: evidence from a coastal dune soil chronosequence. Plant and Soil 307:219–234.

Jones L., Rooney P., Rhymes J. et al. (2021). The Sand Dune Managers Handbook. Version 1, June 2021. Produced for the Dynamic Dunescapes (DuneLIFE) project: LIFE17 NAT/UK/000570; HG-16-0864361.

Kammann C., Grünhage L., Grüters U., Janze S. & Jäger H.-J. (2005). Response of aboveground grassland biomass and soil moisture to moderate long-term CO2 enrichment. Basic and Applied Ecology 6(4): 351-365.

Keijsers J.G.S., De Groot A.V., & Riksen M.J.P.M. (2016). Modeling the biogeomorphic evolution of coastal dunes in response to climate change. Journal of Geophysical Research: earth surface 121: 1161-1181.

Kooijman A.M. & Besse M. (2002). The higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. Journal of Ecology 90: 394–403.

Lancaster N. & Helm, P. (2000). A test of a climatic index of dune mobility using measurements from the southwestern United States. Earth Surface Processes and Landforms 25: 197-207.

Leten M. (2013). Veranderende floristiek in een veranderend landschap. Beschouwingen naar aanleiding van waarnemingen van Iris foetidissima, nieuw voor de Belgische flora. Dumortiera 102: 17-31.

Mathys M. (2009). The Quaternary geological evolution of the Belgian Continental Shelf, southern North Sea. Doctoraatsthesis Universiteit Gent, 382p. + bijl.

MDK (2011). Masterplan Kustveiligheid, beschermt al wat jij liefhebt tegen de zee. Agentschap voor Maritieme Dienstverlening en Kust, Afdeling Kust & Waterbouwkundig Laboratorium, Oostende, 89p.

Nijssen M., Wouters B., Vogels J., Kooijman A., van Oosten H., van Turnhout C., Wallis de Vries M., Dekker J. & Janssen I. (2014). Begrazingsbeheer in relatie tot herstel van faunagemeenschappen in droge duingraslanden: eindrapportage 2009-2013. OBN rapportnr 2014/OBN190-DK. VBNE, Driebergen.

Melet A., van de Wal R., Amores A., Arns A., Chaigneau A.A., Dinu I., Haigh I.D., Hermans T.H.J., Lionello P., Marcos M., Meier H.E.M., Meyssignac B., Palmer M.D., Reese R., Simpson M.J.R. & Slangen A.B.A. (2024). Sea Level Rise in Europe: Observations and projections. State Planet, 3-slre1, 4. https://doi.org/10.5194/sp-3-slre1-4-2024.

Montreuil A-L, Brand E, Strypsteen G, Roest B., De Sloover L., Rauwoens P., De Wulf A., Houthuys R., Chen M. & Verwaest, T. (2020). Scientific Report on Coastal Resilience. Deliverable D 3.4.1 CREST (Climate Resilient Coast) VLAIO/IWT project 150028, 126 p.

Natural England & Royal Society for the Protection of Birds (NE & RSPB) (2014). Climate change adaptation manual. Evidence to support nature conservation in a changing climate. Natural EnglandE, 222 p.

Pearson M.C. & Rogers J.A. (1962). Hippophaε¨Rhamnoides L. Journal of Ecology 50(2): 501-513.

Pereira F., Thoon D., Hermans L., Van Besien P. & Peeters P. (2023). Kennisrapport Zeespiegel Vlaanderen 'anno 2022'. Versie 3.0. WL Rapporten, 21_127_1. Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen.

Provoost S. & Bonte D. (2004). Biodiversiteit en Natuurbehoud. In Provoost S. & Bonte D. (red.) Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse Kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 366-415.

Provoost S., Ampe C., Bonte D., Cosyns E. & Hoffmann M. (2004). Ecology, management and monitoring of dune grassland in Flanders, Belgium. Journal of Coastal Conservation 22: 33-42.

Provoost S., Jones M.L.M. & Edmondson S.E. (2011). Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: A review. Journal of Coastal Conservation 15(1): 207-226.

Provoost S., Dan S., Jacobs S. (2014). Hoofdstuk 23 – Ecosysteemdienst kustbescherming (INBO.R.2014.1988082). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014. 1988582, Brussel.

Provoost S., Arens B. & Bovend'aerde L. (2019). Interreg V VEDETTE - Studie 'best practices' omtrent het herstel van de dynamiek van stuifduinen: Literatuuronderzoek en voorontwerp Westhoek. Agentschap Natuur en Bos/Witteveen+Bos/INBO/Arens Bureau voor Strand- en duinonderzoek, Antwerpen, 96 p.

Provoost S., Van Gompel W. & Vercruysse E. (2020). Beheerevaluatie kust. Eindrapport 2015-2019. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (18). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 300 p.

Provoost S. & Declerck L. (2021). Early scrub development in De Westhoek coastal dunes (Belgium). Folia Geobotanica 55: 315–332.

Provoost S., Paredis R., Jansen J., Van Hecke B., Vercruysse W., Bosteels Y., Vandendriessche J. & Van Lierop F. (2023a). Beheerevaluatie Kust 2: eindrapport periode 2020-2022. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (49). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 224 p.

Provoost S., Paredis R., Van Hecke B., Jansen J., Vercruysse W., Zwaenepoel A. & Cosyns E. (2023b). Flora en vegetatie van de Doornpanne. Studieopdracht in het kader van de raamovereenkomst

Beheerevaluatie Kust. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (3). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 81 p.

Psuty N.P. & Silveira T.M. (2010). Global climate change: an opportunity for coastal dunes?? Journal of Coastal Conservation 14: 153–160.

Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheskiere T., Grootaert P., Maelfait J.-P., Mathys M., Provoost S., Sabbe K., Stienen E.W.M., Van Lancker V., Vincx M. & Degraer S. (2006). Beach nourishment: an ecologically sound coastal defence alternative? A review. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 16: 419-435.

Strypsteen G. & Roest B. (2024). Over strandsuppleties, zandkorrels en duinen: het zandbudget van onze kust. De Grote Rede 60: 9-13.

Temmerman S, Meire P, Bouma T. J. et al. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. Nature, 504(7478), 79–83.

Tuerlings T., Van Landuyt W., Van Calster H., Vriens L. (2024). Indicator Aandeel warmteminnende plantensoorten.
https://www.vlaanderen.be/inbo/indicatoren/aandeel-warmteminnende-plantensoorten.

Toft S. & Gajdoš P. (2024). The spider fauna of Danish coastal dune habitats revisited after 25 years: evidence of faunistic impoverishment. Journal of Insect Conservation 28, 511–524.

Van den Eynde D., Ponsar S., Luyten P. & Ozer J. (2019). Analysis of climate changes in the time series of wind speed, significant wave height and storm surges at the Belgian coast. Report CREST/X/DVDE/201901/EN/TR01, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Operational Directorate Natural Environment, Brussels, 63 p.

Van den Hurk B., Pinardi N., Bisaro A., Galluccio G., Jiménez J.A., Larkin K., Melet A., Pomarico L.G., Richter K., Singh K., van de Wal R. & Winter G. (2024). Sea Level Rise in Europe: Summary for Policymakers. State Planet, 3-slre1. https://doi.org/10.5194/sp-3-slre1-1-2024

Van der Biest K., De Nocker L., Provoost S., Boerema A., Staes J. & Meire P. (2017). Dune dynamics safeguard ecosystem services. Ocean and coastal management 149: 148-158.

Van IJzendoorn C.O., de Vries S., Hallin C. & Hesp P. (2021). Sea level rise outpaced by vertical dune toe translation on prograding coasts. Scientific Reports 11: 12792.

Van Uytvanck J., Cosyns E., Helsen K. & Hoffmann M. (2022). Beheren met grote grazers: van sterk gestuurd door mensen tot begrazing als natuurlijk proces. In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G. & Hoffmann M. Natuurbeheer (Praktijk en wetenschap hand in hand). Sterck & de Vreese, Gorredijk

Verbestel K. (2009). De evolutie van het duinoppervlak in de Westkust. Gebruik van landschapsmetrieken voor de analyse van ruimtelijke en temporele veranderingen. MSc scriptie Universiteit Gent, 64 p.

Verwaest T., Viaene P., Verstraeten J. & Mostaert F. (2005). De zeespiegelstijging meten, begrijpen en afblokken. De Grote Rede 15: 15-25.

Verwaest T., De Wolf P., Mertens T., Mostaert F. & Pirlet H. (2013). Veiligheid tegen overstromingen. In: Lescrauwaet A.K., Pirlet H., Verleye T. Mees, J. & Herman, R. (Eds.) Compendium voor Kust en Zee 2013: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België. VLIZ, Oostende: 231-242.

5.3 Open wateren

Florian Van Hecke

Figuur 20: Den Diel, Mol © Yves Adams.

5.3.1 Effecten van klimaatverandering op open wateren

5.3.1.1 Hydrologische veranderingen

Door klimaatverandering wordt verwacht dat extreme weer-events zoals hevige neerslag en droogtes frequenter zullen optreden. Hevige neerslag zorgt voor een verhoogde **runoff** van sediment en nutriënten. Dit bevordert het proces van eutrofiëring, heeft een nadelige impact op macrofyten en leidt tot een verhoogde **erosie** van oevers. Populaties van bedreigde soorten in waterlopen zoals de beekparelmossel (*Margaritifera margaritifera*) lopen het risico om weggespoeld te worden bij extreme regenval (Natural England and RSBP, 2019). Door verhoogde runoff kunnen zoetwatersystemen aangerijkt worden met **nutriënten** waardoor **fytoplankton** een verhoogde productiviteit en groei vertoont en er een omslag kan gebeuren naar een **troebele** - door algen gedomineerde - **toestand**. Ook **kroossoorten** kennen een sterke groei (voornamelijk door verhoogde input van fosfor in het water) en vormen een laag op het wateroppervlak van stilstaande wateren, wat licht wegneemt voor ondergedoken vegetatie (Steen et al. 2021). Verder kunnen ondergedoken waterplanten en bodembewonende soorten bij een verhoogde runoff bedekt worden met een laag

doi.org/10.21436/inbor.115522467

sediment (Natural England and RSBP, 2019). Deze sedimentatie heeft gevolgen voor bepaalde vissoorten, waarbij de eieren een lagere overleving vertonen bij een verhoogde sedimentatie. Ook **verontreinigende stoffen** die in waterlopen geloosd worden kunnen via overstromingen in overstromingsgebieden en andere stilstaande wateren terechtkomen.

Vooral kleine beken, sloten en poelen zijn gevoelig voor verlies aan habitat tijdens **droogteperiodes**. Zelfs bij kleine waterpeildalingen vallen ze al vaak volledig of deels droog. Dit heeft een grote impact op de biodiversiteit in het water en de oeverzones. De voortplanting van insecten en amfibieën komt hierdoor in het gedrang (Buysse et al. 2020; Schneiders et al. 2020). Een voorbeeld hiervan is de achteruitgang van de heikikker (*Rana arvalis*) (Engelen, 2020; Schneiders et al. 2020).

Door **aanhoudende droogte** daalt het waterniveau en stijgt de **concentratie** aan **vervuilende stoffen en nutriënten** in het oppervlaktewater. Hierdoor daalt de **waterkwaliteit,** met nefaste gevolgen voor deze ecosystemen. De luchttoevoer in de bodem van zoetwatersystemen neemt toe, waardoor de **afbraak** van **organisch materiaal toeneemt**, extra voedingsstoffen vrijkomen en de uitstoot van koolstof naar de atmosfeer toeneemt (Schneiders et al. 2020). Langdurige droogte kan leiden tot het **volledig droogvallen** van stilstaande wateren en kleinere waterlopen, met een tijdelijk verlies aan habitat voor vele soorten van zoet water als gevolg. Indien er geen volledige droogval optreedt kan alsnog de verbinding met andere wateren onderbroken worden door een daling van het waterniveau. De frequentie, timing en duur van deze droogtes is van groot belang voor de mogelijke overleving van soorten van deze habitats. Ook een verandering in **zuurtegraad** van het water kan optreden bij droogte (Natural England and RSBP 2019).

Een verlaagd debiet door langdurige droogte heeft vooral een negatieve impact op **stroomminnende soorten** (Verdonschot et al. 2020; Buysse et al. 2021). Vissoorten kunnen door te lage waterdiepte vastzitten in delen van beken/rivieren met suboptimale omstandigheden, waardoor hun fitness en overlevingskans afneemt (Buysse et al. 2021).

Door grotere fluctuaties in waterniveaus (door enerzijds periodes van droogte en anderzijds periodes met extreme regenval) kunnen oeverzones vaker droogvallen, wat droogtestress bij aquatische plantensoorten en waterstress bij oeverplanten veroorzaakt. **Droogvallende oevers** vertonen verhoogde **erosie** door de wind (Schneiders et al. 2020). Door overstromingen kent de oeverzone hogerop ook een verhoogde erosie.

Een **stijging** van het **zeeniveau** heeft tot gevolg dat meer inlandse zoete wateren onder druk komen te staan door **verzilting** van het oppervlaktewater. Bij een overgang van zoete naar brakke wateren zullen deze oppervlaktewateren niet meer geschikt zijn als habitat voor typische soorten van zoet water. Voorbeelden hiervan zijn vissen, libellen, amfibieën en weekdieren. Ook kan verzilting **algenbloeien bevorderen** (Natural England and RSBP 2019).

5.3.1.2 Temperatuurswijzigingen

Koudeminnende soorten die in onze streken al aan de zuidelijke rand van hun verspreidingsgebied voorkomen zullen een **areaalverlies** kennen (koudeminnende soorten zullen stroomopwaarts opschuiven) of volledig **verdwijnen** door stijgende watertemperaturen. Soorten met een **beperkte mobiliteit** (bijvoorbeeld soorten zonder vliegende levensstadia zoals vissen, mollusken en inheemse kreeftachtigen) zullen moeilijk kunnen migreren om de verschuiving van hun areaal te volgen (Natural England and RSBP 2019). De rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) is een koudeminnende soort (Adriaens et al. 2008) met een beperkte mobiliteit (Waterstraat 1992; Peters 2005) en sterk "homing" gedrag (Smyly 1957; Peters 2005), waardoor hij **moeilijk** aan **suboptimale omstandigheden** kan **ontsnappen**. Bij een matige temperatuurswijziging kan de reproductie al in gevaar komen (Dorts et al. 2012). De rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) - en nauw verwante beekprik (*Lampetra planeri*) - komen voor in boven- en middenlopen en zijn gevoelig voor temperatuurswijzigingen (Vlaamse Overheid, 2017; Van Hecke et al. 2024). Ook **mollusken** zoals zoetwatermosselen - en de hiervan afhankelijke bittervoorn (*Rhodeus amarus*) - lijden onder temperatuurstijgingen en zijn bedreigd door klimaatopwarming (Ganser et al. 2015; Van Hecke et al. 2024). **Trekvissen** zoals de zeeprik (*Petromyzon marinus*), fint (*Alosa fallax*) en Atlantische zalm (*Salmo salar*) maken gebruik van seizoenale veranderingen in watertemperatuur voor de timing van hun migraties. Een waterloop met een verschil in temperatuur van enkele graden kan al een **migratiebarrière** vormen. Veranderende temperaturen in waterlopen door bijvoorbeeld klimaatverandering of thermische verontreiniging (die vaak niet homogeen verdeeld zijn over de waterloop; Knouft & Ficklin 2017) kunnen op deze manier populaties van deze soorten bedreigen.

Warmteminnende soorten van zoet water - zoals zuidelijke libellensoorten - **verplaatsen** zich meer en meer naar het **noorden**, en worden steeds vaker in België waargenomen (De Knijf et al. 2018; De Knijf 2019). Soorten van koelere watersystemen zullen in de toekomst waarschijnlijk warmteminnende soorten moeten tolereren in deze habitats (Buisson et al. 2013; Natural England and RSBP 2019).

Bij hogere temperaturen worden **biologische afbraakprocessen gestimuleerd**. Zo worden meer nutriënten beschikbaar gemaakt voor biota zoals algen, wat hun productiviteit doet toenemen. Hierdoor is er een groter risico op **dominantie** van **algen** en kunnen ondergedoken waterplanten verdwijnen. **Mismatches** tussen **zoöplankton** en **fytoplankton** kunnen optreden, waardoor fytoplankton kan domineren (Natural England and RSBP 2019). Door toename in watertemperaturen kunnen zoetwatersystemen dus omslaan van een heldere - met voldoende ondergedoken vegetatie - naar een **troebele** - door algen gedomineerde - **toestand**. In de zomermaanden kunnen **toxische blauwalgenbloeien** optreden bij erg hoge temperaturen (en voldoende voedselrijkheid) die tot een hoge sterfte van het aquatische leven leiden. Ook kunnen **kroossoorten** (familie Lemnaceae) en kroosvarens (genus *Azolla*) bij hogere watertemperaturen domineren en in stilstaande wateren dichte matten op het wateroppervlak vormen (Steen et al. 2021).

Bepaalde **pathogenen** zullen meer voorkomen bij een verhoogde watertemperatuur. Soorten zijn buiten hun optimale bereik van watertemperaturen **vatbaarder voor ziektes**. De Europese paling (*Anguilla anguilla*) kende bijvoorbeeld een sterfte in de Rijn door een uitbraak van roodziekte die onder andere een gevolg was van verhoogde watertemperaturen (Kerkum et al. 2004; Van Hecke et al. 2024).

Temperatuurswijzigingen kunnen **fysiologische veranderingen** van aquatische soorten bewerkstelligen. Zo zullen watervlooien (*Daphnia magna*) in warmere, stedelijke poelen een kleinere lichaamsgrootte en snellere maturatie vertonen en meer nakomelingen voortbrengen dan individuen in koelere, landelijke wateren (Brans & De Meester 2018; Schneiders et al. 2020).

Een stijgende watertemperatuur verhoogt de **zuurstofvraag** van veel aquatische soorten, onder meer door het proces van actief afkoelen. Een groot deel van hun energiebudget gaat hierdoor naar temperatuurregulatie, waardoor er weinig ruimte overblijft om om te gaan met andere stressfactoren zoals predatie en competitie tussen soorten. Zo'n opeenstapeling van drukken kan dus zeer ongunstig zijn, zelfs als elke afzonderlijke druk op zich beperkt is.

Het zuurstofgehalte in water **neemt af** met stijgende temperaturen. Vooral ter hoogte van de overgang tussen het bodemsediment en de waterkolom kunnen verhoogde watertemperaturen leiden tot **zuurstofarme condities**. Dit heeft een vrijgave van **fosfor** in de waterkolom en vervolgens eutrofiëring en verzuring als mogelijke gevolgen (Natural England and RSBP 2019). Dit dalende zuurstofgehalte kan ervoor zorgen dat de zoetwatersystemen niet langer geschikt zijn voor bepaalde (vooral stroomminnende en koudeminnende) soorten.

Niet elke soort is even gevoelig voor klimaatverandering. **Soort-specifieke responsen** van macrofyten op klimaatverandering zorgen voor veranderingen in **soortsamenstellingen** en het **functioneren** van **ecosystemen** (Li et al. 2017).

5.3.1.3 Invasieve exoten

Door een snel veranderende omgeving staan veel **inheemse soorten onder stress**. Uitheemse soorten die beter aangepast zijn aan een veranderende omgeving zijn onder deze omstandigheden bevoordeeld en kunnen **inheemse soorten wegconcurreren**. Vooral zuidelijke en meer oostelijke soorten zullen hun **areaal uitbreiden** met onze streken (Natural England and RSBP 2019). Deze uitheemse soorten zullen **nieuwe soortinteracties** veroorzaken waardoor soortsamenstellingen veranderen en lokale populaties kunnen verdwijnen, ook al zijn de abiotische standplaatskenmerken nog steeds geschikt (Tisseuil et al. 2012; Knouft & Ficklin 2017). Over het hele stroomgebied van de Maas komen vandaag de dag reeds veel zuidelijke soorten voor (Sparrius 2018).

Problematische geïntroduceerde vissoorten als de karper (*Cyprinus carpio*) gedijen bij verhoogde watertemperaturen (Natural England and RSBP 2019) en bevorderen door **omwoeling** van **bodemsediment** de omslag van een helder naar troebel zoetwatersysteem, met **verlies** van **onderwatervegetaties** en de geassocieerde **fauna** tot gevolg. De karper (*Cyprinus carpio*) is reeds in

vele wateren een problematische soort (o.a. door uitzet voor visvangst) en zal - indien niet onder controle gehouden - in de toekomst alleen maar meer schade veroorzaken.

Droogtetolerante invasieve **uitheemse soorten** van zoetwatersystemen zoals de **uitheemse rivierkreeften** kennen een sterke populatiegroei in onze streken en verspreiden zich zeer snel door Vlaanderen (Schauvliege 2020; Schneiders et al. 2020). Ze voeden zich zowel met macrofyten als macro-invertebraten, waardoor het gehele aquatische ecosysteem onder druk staat. Hun graafgedrag zorgt ook voor verhoogde **sedimentatie** in watersystemen. Op deze manier zorgen ze voor een omslag van een macrofyten-gedomineerd naar een **fytoplankton-gedomineerd ecosysteem**. Ze brengen ook verschillende **ziektes** (de kreeftenpest *Aphanomyces astacii*, alsook *Batrachochytrium dendrobatus*, een schimmelziekte op amfibieën) met zich mee, waar inheemse soorten (zoals de inheemse Europese rivierkreeft *Astacus astacus*) niet tegen bestand zijn (Steen et al. 2023). Ze zijn bovendien erg mobiel en kunnen zich ook over land verplaatsen op zoek naar geschikte habitat.

Steeds meer **invasieve grondelsoorten** (familie Gobiidae) duiken op in de Vlaamse wateren. Inheemse vissoorten zoals de rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) en het bermpje (*Barbatula barbatula*) hebben een gelijkaardige niche en worden door hun aanwezigheid bedreigd. Exotische grondelsoorten zoals de zwartbekgrondel (*Neogobius melanostomus*) - afkomstig van de Donau - zijn intussen wijdverspreid in België en Nederland (Timmermans & Goverse 2016; Verreycken 2019).

Gemeenschappen van ondergedoken waterplanten worden onder druk gezet door steeds vaker optredende **algenbloeien** (die het doorzicht van de waterkolom doen afnemen) en worden vervangen door altijdgroene en/of drijvende macrofyten zoals de invasieve exoot watercrassula (*Crassula helmsii*). Door het vaker uitblijven van strenge winterperioden kunnen voorheen niet-problematische uitheemse soorten invasief worden en schade berokkenen aan zoetwatersystemen.

5.3.2 Klimaatadaptatie

Aanwezige niet-klimatologische **milieudrukken verminderen** kan bijdragen tot de weerbaarheid van dergelijke systemen tegenover klimaatverandering (Natural England and RSBP 2019). Een groot deel van onze natuurlijke zoetwatersystemen staan reeds onder verschillende milieudrukken. Deze antropogene drukken kunnen synergistisch werken en elkaar versterken. Voorbeelden hiervan zijn een verhoogde toxiciteit van polluenten bij aanwezigheid van invasieve exoten, predatiedruk, temperatuurstress, etc. (Stoks et al. 2015; Van Hecke et al. 2024). Zoetwatersystemen kennen waarschijnlijk een **ruimtelijke variatie in gevoeligheid** voor klimaatverandering (bv. verschillende delen van een rivier warmen sneller/trager op dan andere delen). Hun **soorten** vertonen eveneens **verschillen** in **kwetsbaarheid** voor veranderingen in hun leefgebieden. Onderzoek naar **soort- of taxon-specifieke responsen** op deze veranderingen is nodig om gepast aan klimaatadaptatie te kunnen doen voor zoetwatersystemen.

Input van **nutriënten** en **pesticiden** in landbouwpercelen langs waterlopen en andere zoetwatersystemen dienen **beperkt** te worden. Bij zware regenval komt via runoff een overmaat aan

nutriënten en polluenten terecht in zoetwatersystemen, wat deze degradeert en minder weerbaar maakt voor een veranderend klimaat. **Intensieve landbouw** is één van de belangrijkste oorzaken van sterke **erosie** bij hevige regenval, waarna sediment, polluenten en nutriënten in waterlopen en poelen terechtkomen (Nearing et al. 2017). Volgens de Europese Kaderrichtlijn Water en Dochterrichtlijn Grondwater wil Europa de watervoorraden en de waterkwaliteit in de Europese Unie veilig stellen en de gevolgen van overstromingen en droogteperiodes, die beide vaker zullen voorkomen door de klimaatverandering, beperken (zie Richtlijn 2000/60/EG & Richtlijn 2006/118/EG; Schneiders et al. 2020).

Periodes van zware regenval kunnen benut worden om een **watervoorraad op** te **bouwen** (bijvoorbeeld winter-reservoirs voor irrigatie in de landbouw) om te voorkomen dat waterlopen droogvallen bij periodes van hoog watergebruik (Natural England and RSBP 2019). Het **herstellen** van historische **overstromingsgebieden** kan helpen om overstromingen tegen te gaan. Ze doen hierbij dienst als buffer om de afvoer van neerslagpieken naar de waterlopen te vertragen en zijn een refugium voor veel watergebonden soorten. **Erosie** kan worden tegengegaan door **oevervegetatie** in de **bufferzone** langs waterlichamen aan te planten.

Het garanderen van hydrologische **connectiviteit** tussen historisch verbonden locaties laat soorten toe om te migreren in respons op veranderingen in hun omgeving (Natural England and RSBP 2019). Dit kan voor waterlopen bereikt worden door **dammen** en andere artificiële structuren die de waterloop onderbreken, te verwijderen of door passages (vb. vistrappen) voor fauna te installeren. Deze dammen ondermijnen de weerbaarheid van zoetwater-ecosystemen tegen klimaatverandering (Markovic et al. 2017). Ook minder mobiele soorten moeten deze barrières kunnen passeren. De connectiviteit tussen de waterloop zelf en overstromingsgebied kan hersteld worden door het verwijderen van dijken en andere verhogingen om waterlopen toe te laten op een natuurlijke manier te overstromen (Natural England and RSBP 2019). Hierdoor blijft ook de connectiviteit langs delen van de waterloop behouden, waardoor soorten zich langs de waterloop kunnen bewegen bij (tijdelijk) ongunstige omstandigheden zoals periodes van droogte (Schneiders et al. 2020). Onderzoek heeft aangetoond dat beverdammen een positief effect hebben op amfibieën, een soortengroep die ernstig bedreigd wordt door klimaatverandering (Romansic et al. 2021). Waterlopen met een natuurlijke morfologie en plantengroei kunnen bij lage debieten beter een variatie aan stromingscondities behouden. Hier profiteren stroomminnende soorten het meeste van (Cornacchia et al. 2020; Schneiders et al. 2020). Het verbinden van natuurlijk geïsoleerde locaties is echter niet wenselijk. Dit laat namelijk toe dat invasieve uitheemse soorten zich sneller verspreiden. Ook kunnen vervuilende stoffen zo in voorheen onvervuilde wateren voorkomen. Door het creëren van “stepping-stone” poelen kan het ecologische netwerk van zoet water worden versterkt (Natural England and RSBP 2019).

Variaties in habitats - zoals plassen in verschillende successiestadia, met verschillende dieptes en met een verschillende duur van waterbestendigheid - kunnen soorten beschermen tegen klimaatverandering (Natural England and RSBP 2019).

Het creëren van **microklimaten** die beschutting bieden tegen het overheersende klimaat kan soorten toelaten om ongunstige omstandigheden te overbruggen. Een toename van **beschaduwing** langs de oeverzone van plassen en waterlopen kan helpen om de toename in watertemperaturen te beperken. Het behouden van bomen en struiken langs de oevers kan dus zeker helpen om waterlopen en plassen weerbaarder te maken tegen de gevolgen van klimaatverandering, hoewel een toename aan organisch materiaal in het water niet overal wenselijk is. Dit geldt vooral voor van nature voedselarme systemen zoals vennen. Het maximaliseren van wateropvang in het stroomgebied van waterlopen mitigeert negatieve effecten van runoffs en de daarmee samenhangende diffuse pollutie. Hierdoor zullen ook de maxima en minima in het debiet van de waterloop minder extreem zijn (Natural England and RSBP 2019). Insijpeling van regenwater in stroomgebieden moet hersteld worden om grondwatervoorraden te behouden.

Stilstaande wateren verder weg van de kustlijn kunnen dienen als **refugia** voor soorten die onder invloed komen van verziltingsprocessen door het stijgende zeeniveau. Soorten met een beperkte mobiliteit kunnen profiteren van **begeleide migratie**. Dit dient echter op lange termijn ingepland te worden voordat verzilting optreedt (Natural England and RSBP 2019).

Via **onthardingsmaatregelen**, **waterbesparende** landbouw**technieken** en **herstel van overstromingsgebieden** kan de problematiek van waterschaarste in de toekomst verminderd worden (Schneiders et al. 2020). De Europese Blue Deal onderstreept het belang van natte natuur om droogte en waterschaarste te mitigeren. Belangrijk is dat regenwater beter kan infiltreren in de bodem en hier langer wordt vastgehouden (Schneiders et al. 2020). **Duurzaam waterbeheer** - met name het optimaliseren van irrigatie en het verminderen van watergebruik - helpt waterlichamen te beschermen tegen periodes van langdurige droogte.

De verspreiding van **invasieve exoten** voorkomen of beperken en reeds aanwezige invasieve exoten bestrijden helpt om ecosystemen weerbaar te houden tegen de gevolgen van klimaatverandering.

In de stroomgebiedbeheerplannen 2016-2021 is er nog onvoldoende aandacht voor droogte en waterschaarste. Het actieplan Droogte en Wateroverlast 2019-2021 vult daarom de stroomgebiedbeheerplannen aan (Schneiders et al. 2020).

5.3.3 Literatuur

Adriaens D., Adriaens T., Ameeuw G. (red.) (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Brans, K. I., & De Meester, L. (2018). City life on fast lanes: Urbanization induces an evolutionary shift towards a faster lifestyle in the water flea Daphnia. Functional Ecology, 32(9), 2225-2240.

Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J., & Laffaille, P. (2013). Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global change biology*, *19*(2), 387-400.

Buysse D., Van Wichelen J., Van Braeckel A., Vermeersch, S., Breine J., Van Ryckegem G., Van den Bergh E. & Coeck, J. (2020). Advies over de ecologische kwetsbaarheid van bevaarbare waterlopen bij droogte. (INBO.A.3959). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Buysse, D., Van Wichelen, J., Van Braeckel, A., Vermeersch, S., Breine, J., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Coeck, J., Visser, K.P. & Vogelaers, T. E. (2021). Advies over de ecologische kwetsbaarheid van bevaarbare waterlopen bij droogte. Advies van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, INBO. A, 4183.

Cornacchia, L., Wharton, G., Davies, G., Grabowski, R.C., Temmerman, S., Van Der Wal, D., Bouma, T.J. & Van De Koppel, J. (2020). Self-organization of river vegetation leads to emergent buffering of river flows and water levels. Proceedings of the Royal Society B, 287(1931), p.20201147.

De Knijf, G., Jansen, I., & Demolder, H. (2018). Natuurindicator: trend zuiderse libellen.

De Knijf, G. (2019). Eerste voortplantingsbewijs van de Witpuntoeverlibel (*Orthetrum albistylum*) in België. *Brachytron* 20 (2): 55-62.

Dorts J., Grenouillet G., Douxfils J., Mandiki S.N.M., Milla S., Silvestre F. & Kestemont P. (2012). Evidence that elevated water temperature affects the reproductive physiology of the European bullhead Cottus gobio. Fish Physiology and Biochemistry 38 (2): 389-399. https://doi.org/10.1007/s10695-011-9515-y.

Engelen P. (2020). Droogte brengt heikikker verder in problemen [WWW document]. In: Natuurpunt. https://www.natuurpunt.be/nieuws/droogte-brengt-heikikker-verder-problemen-20200416 (geraadpleegd 29 juli 2020).

Ganser A.M., Newton T.J. & Haro R.J. (2015). Effects of elevated water temperature on physiological responses in adult freshwater mussels. Freshwater Biology 60 (8): 1705-1716. https://doi.org/10.1111/fwb.12603.

Kerkum L.C.M., Bij de Vaate A., Bijstra D., De Jong S.P. & Jenner H.A. (2004). Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA. https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/130255/riza2004-11effecten_van_koelwater_op_het_zoete_aquatische_milieu.pdf.

Knouft, J. H., & Ficklin, D. L. (2017). The potential impacts of climate change on biodiversity in flowing freshwater systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*(1), 111-133.

Li, Z., He, L., Zhang, H., Urrutia-Cordero, P., Ekvall, M. K., Hollander, J., & Hansson, L. A. (2017). Climate warming and heat waves affect reproductive strategies and interactions between submerged macrophytes. Global change biology, 23(1), 108-116.

Markovic, D., Carrizo, S. F., Kärcher, O., Walz, A., & David, J. N. (2017). Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. Global Change Biology, 23(9), 3567-3580.

Natural England and RSPB (2019). Climate Change Adaptation Manual - Evidence to support nature conservation in a changing climate (2nd ed.). Natural England, York

Nearing, M. A., Xie, Y., Liu, B., & Ye, Y. (2017). Natural and anthropogenic rates of soil erosion. International Soil and Water Conservation Research, 5(2), 77-84.

Peters, J.S., 2005. Kennisdocument rivierdonderpad Cottus gobio (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 09. OVB / Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

RICHTLIJN 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

RICHTLIJN 2006/118/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand

Romansic, J. M., Nelson, N. L., Moffett, K. B., & Piovia-Scott, J. (2021). Beaver dams are associated with enhanced amphibian diversity via lengthened hydroperiods and increased representation of slow-developing species. Freshwater Biology, 66(3), 481-494.

Schauvliege M. (2020). Schriftelijke vraag nr. 711. Aanhoudende droogte - impact op de biodiversiteit. Vlaams Parlement, Brussel.

Schneiders, A., Alaerts, K., Michels, H., Stevens, M., Van Gossum, P., Van Reeth, W. & Vught, I. (2020). Natuurrapport 2020: Feiten en cijfers voor een nieuw biodiversiteitsbeleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 360 p.

Sparrius, L. (2018). Hoe warm is Nederland? volgens onze flora. *Planten, 8,* 7-8

Steen F., Packet J., Adriaens T., Van Landuyt W., Denys L. & D'hondt B. (2021). Advies over de aanpak van dwergkroos op enkele bevaarbare waterlopen in West-Vlaanderen. (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4238). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Steen F., Scheers K., De Knijf G. (2023). Invasieve rivierkreeften in Vlaanderen: Stand van zaken en aanbevelingen bij vaststelling van nieuwe soorten en populaties. Rapporten van het Instituut voor

Natuur- en Bosonderzoek 2023 (17). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.93574172

Stoks R., Debecker S., Van K.D. & Janssens L. (2015). Integrating ecology and evolution in aquatic toxicology: insights from damselflies. Freshwater Science 34 (3): 1032-1039. https://doi.org/10.1086/682571.

Timmermans, G. & Goverse, E. (2016) Opmars exotische grondels. *Tussen tuin en dijk*, *15* (2): 4-7.

Tisseuil C, Cornu JF, Beauchard O, Brosse S, Darwall W. et al. **2013**. Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems. *J. Anim. Ecol.* 82:365–76.

Van Hecke F., De Knijf G., Van Wichelen J., Mertens W. & Van den Bergh E. (2024). Beoordelingskader Europees te beschermen soorten: Verontreiniging en eutrofiëring van oppervlaktewater. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.106960727.

Verdonschot R., Verdonschot P., Knol B., Schmidt G., Scheepens M., Brugmans B., van Beers P. & Lenssen J. (2020). Effecten van de droge zomer van 2018 op de macrofauna in laaglandbeken. H2O-Online / 2 juni 2020.

Verreycken, H. (2019). Invasive alien species native to parts of the EU: The round goby (*Neogobius melanostomus*). Technical note prepared by IUCN for the European Commission.

Vlaamse Overheid (2017). Soortenbeschermingsprogramma beekprik, rivierdonderpad & kleine modderkruiper. Vlaamse Overheid

Waterstraat A. (1992). Populationsökologische Untersuchungen an Cottus gobio L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. Limnologica 22 (2): 137-149.

5.4 Heide

Marijke Thoonen

5.4.1 Klimaateffecten op het heide-ecosysteem

Het heidelandschap is een eeuwenoud Europees cultuurlandschap dat door langdurig menselijk beheer is gevormd. Door zijn unieke biodiversiteit en rijke culturele waarde krijgt het brede erkenning, wat blijkt uit de vele nationale en Europese initiatieven voor behoud en herstel (Fagúndez 2013). Klimaatverandering brengt echter ingrijpende veranderingen met zich mee in de karakteristieke processen en structuren van dit landschap. Dit beïnvloedt niet alleen de heide-flora en fauna, maar ook de biodiversiteit en het vermogen van het ecosysteem om essentiële diensten te leveren (Thoonen et al. 2021a).

5.4.1.1 Areaalverschuiving door globale klimaatverandering

Klimaatverandering heeft aanzienlijke gevolgen voor het gematigd zeeklimaat van Vlaanderen, dat zich in de Atlantische regio bevindt en gekarakteriseerd wordt door milde winters, gematigde zomers en regelmatige neerslag. De huidige klimaatkenmerken, zoals zachte temperaturen en een constante neerslagaanvoer door westelijke luchtstromingen, ondersteunen de ontwikkeling van Europese laaglandheide en veenhabitats.

Laaglandheide kan alleen gedijen als de gemiddelde temperatuur van de warmste maand onder de 22°C blijft (Gimingham 1972, Webb 1998), maar tegen 2100 worden hogere zomertemperaturen verwacht (klimaat.vmm.be). Dit betekent dat het klimaat mogelijk niet langer geschikt zal zijn voor de instandhouding van laaglandheide, aangezien deze heide nu ook al niet voorkomt in warmere gebieden.

Hoewel de jaarlijkse neerslag in 2100 nog steeds binnen het bereik van Atlantische laaglandheide en venen blijft (600 tot 1000 mm per jaar, Webb 1998), zal de spreiding van de neerslag over het jaar veranderen. Vooral de afname van regen in de zomermaanden kan de omstandigheden voor deze habitats verslechteren, waardoor het voor veen- en heidevegetatie moeilijker wordt om zich te handhaven (Hampton 2008). Zo is de noordelijke areaalgrens van de Atlantische heide vandaag al tussen de 150-200 km verschoven van de Lofoten naar de zuidelijke Troms (mondelinge mededeling Mons Kvamme).

5.4.1.2 Verandering in overstromingsdynamiek

Door klimaatverandering neemt de neerslag toe, maar deze valt vaak intenser, is onregelmatig verdeeld in de tijd en kan soms wekenlang aanhouden (KMI, 2020). Zo veroorzaakte de uitzonderlijk

doi.org/10.21436/inbor.115522467

zware neerslag in het voorjaar en de zomer van 2024 langdurige overstromingen die aanzienlijke delen van de Kalmthoutse Heide onder water zette (zie Figuur 21).

Figuur 21: Afgestorven droge heide (8/08/2024) na langdurig stagnerend water in de Kalmthoutse heide (© Marijke Thoonen).

Figuur 22: Overstroomde natte heide (25/02/2024) in de Kalmthoutse heide (© Steven De Saeger).

Figuur 23: Afgestorven natte heide (13/11/2024) na langdurig stagnerend water in de Kalmthoutse heide (© Steven De Saeger).

Dit versterkt het proces van afstroming, waarbij water via het maaiveld, de bodem en waterlopen naar lagere gebieden wordt getransporteerd. Hierdoor kunnen overstromingen frequenter en grootschaliger worden, ook tijdens de zomermaanden. Lager gelegen plekken in het landschap kunnen langdurig blank staan. Deze verstoring van de natuurlijke waterhuishouding heeft verstrekkende gevolgen voor de kwetsbare heide-ecosystemen. Langdurige waterstagnatie leidt tot verstikking van de karakteristieke heidevegetatie, zoals blijkt uit onderzoek van De Saeger et al. (2019). We verwachten dat de ecologische effecten van zomerse overstromingen zwaarder doorwegen dan tijdens de winter, gezien planten en dieren zich dan voortplanten, groeien, voedsel zoeken, en dergelijke. Bovendien kunnen met het overstromingswater vervuilende en vermestende stoffen en slib aangevoerd worden vanuit omliggende gebieden waardoor concurrentiekrachtige grassen de overhand krijgen ten koste van de typische heidesoorten (Van der Aa et al. 2015).

Hoewel het vorige klimaatrapport een verschuiving voorspelde van natte dopheide naar veenpluis (Van der Aa et al. 2015), blijkt dat de sterke afwisseling tussen natte en droge jaren een blijvende vegetatieverandering verhindert.

Door de opwarming van de atmosfeer wordt meer waterdamp vastgehouden, wat resulteert in intensere regenbuien (KMI 2020). Deze toegenomen hevigheid van neerslag vergroot het risico op bodemerosie, wat kan leiden tot een geleidelijke afvlakking van het duinreliëf (zie figuur 24).

Figuur 24: Vervlakt landduin door regenerosie (© Marijke Thoonen).

5.4.1.3 Droogtestress en hitte

De omvang van het effect wordt bepaald door de hoeveelheid neerslag, de duur, frequentie en timing van droogteperioden, evenals de mate van verdamping en vochtuitwisseling door de vegetatie.

Droge heides

Hogere temperaturen en meer CO_2 kunnen de plantengroei versterken, maar dit effect wordt beperkt door droogte en watertekorten (Wessel et al. 2004). In Vlaanderen is extreme droogte de afgelopen tien jaar vaker voorgekomen dan ooit tevoren (KMI 2020). Dit komt doordat weerpatronen langdurig geblokkeerd kunnen raken, waardoor regenfronten vanuit de Atlantische Oceaan onze regio niet meer bereiken. Gezien warmere gemiddelde temperaturen en droogte een tegenovergesteld effect hebben, blijft het onzeker of de totale plantproductiviteit in heidelandschappen zal toenemen op termijn. De schommelingen lijken van jaar tot jaar steeds meer toe te nemen in vergelijking met het verleden.

Warmere temperaturen leiden tijdens het groeiseizoen tot een toename van de verdamping en transpiratie door planten. Wanneer deze temperatuurstijging samenvalt met droogte, daalt het bodemvochtgehalte niet alleen vaker, maar ook langer dan voorheen. In grondwateronafhankelijke

heides zorgt een verminderd bodemvochtgehalte voor een systematische uitdroging van deze kwetsbare habitats. Vooral zandige en hoger gelegen heidegebieden drogen snel uit door het beperkte vochtvasthoudend vermogen van de bodem.

Sinds het vorige klimaatrapport (Van der Aa et al. 2015) zijn diverse studies verschenen over de impact van droogte op struikhei (*Calluna vulgaris*), de belangrijkste structuurvormende soort in droge heidegebieden. Hoewel eerder werd gesuggereerd dat droogte een voordeel kon bieden aan droge heide doordat struikhei beter bestand is tegen droogte dan grassen (Van der Aa et al. 2015, Witte et al. 2009, Wessel et al. 2004), blijkt uit recente waarnemingen dat langdurige droogte tijdens het groeiseizoen kan leiden tot struikheisterfte (zie figuur 25).

Figuur 25: Door droogte afgestorven struikhei op landduin in de Kalmthoutse heide (© Marijke Thoonen).

Struikhei herstelt vaak goed na droogte, maar onder ongunstige milieu-omstandigheden kunnen andere soorten, zoals schapenzuring, grassen of bramen, de vegetatie overnemen (Ransijn 2014). Hoewel struikhei bekend staat om zijn droogtebestendigheid, varieert deze afhankelijk van de levensfase. Vooral in de pioniersfase wanneer zaailingen een hoge verhouding van bovengrondse tot ondergrondse biomassa hebben en hun takken weinig verhout zijn, is struikhei bijzonder kwetsbaar voor droogte (Meyer-Grünefeldt et al. 2015). Droogte vermindert ook de kieming van struikheidezaden drastisch, verlaagt de snelheid van kieming en beperkt wortelgroei. Struikhei reageert door zwaardere en krachtigere zaden te produceren, maar dit vermogen varieert sterk

afhankelijk van de groeiregio en ouderdom van de plant (Birkeli et al. 2023). Ernstige droogte kan de bloei van struikheide vertragen en het bloeiseizoen verlengen. Deze effecten kunnen niet veralgemeend worden naar andere heideplanten omdat ze verschillen tussen soorten (Jentsch et al. 2009).

Tijdens periodes van droogte en hitte daalt het watergehalte in de lucht, wat leidt tot een dampdruktekort. Struikheideplanten sluiten dan hun huidmondjes om uitdroging te voorkomen. Dit beperkt de fotosynthese en veroorzaakt groeistress, ongeacht hoeveel vocht er in de bodem aanwezig is (Ibe et al. 2020).

Natte heidevelden

In een toekomstig klimaat zal de grondwatertafel vaker, langer en dieper zakken. Regenwater gevoede systemen kunnen in heidegebieden tijdens droge periodes volledig droogvallen (Witte et al. 2009, Dams et al. 2011).

Hoewel de totale neerslag toeneemt, zal de aanvulling van grondwater afnemen. Infiltratie stijgt tijdens de winter, maar daalt sterker in de zomer, wat leidt tot een nettoverlies in grondwateraanvulling. Dit heeft negatieve gevolgen voor grondwaterafhankelijke heidebiotopen. Tegen het einde van de zomer neemt de waterlevering naar bronzones en bovenlopen verder af, wat leidt tot krimp en periodieke uitdroging van natte systemen, vooral aan de randen. Deze effecten zijn sterker in hoger gelegen gebieden, waar de meeste heide voorkomt, dan in lager gelegen delen (Dams et al. 2011).

Natte heide-ecosystemen zijn sterk afhankelijk van neerslag voor hun waterhuishouding en bijzonder gevoelig voor de gevolgen van klimaatverandering. Vooral gebieden met hangwatersystemen en lokaal geïnfiltreerd grondwater op hogere zandgronden zullen te maken krijgen met een toenemend vochttekort tijdens het groeiseizoen (Witte et al. 2009; Dams et al. 2012). Hoewel natte heidesystemen -gevoed door regionale grondwaterstromen- minder snel reageren op extreme droogteperiodes (De Becker 2020), zullen ook deze systemen naar verwachting krimpen. Uit een update van de biologische waarderingskaart in 2021 blijkt dat op het Schietveld van Helchteren tweederde van de vochtige heide is verschoven naar droge heide. Van de oppervlakte aan vennen in 2008 is nog slechts tweederde over, maar ook deze vertonen duidelijke tekenen van verdroging. In juni 2021 stonden de meeste vennen al grotendeels droog (De Saeger 2021). Deze verdroging kan toegeschreven worden aan drainage van het gebied, maar wordt versterkt door klimaatgebonden droogte.

Een dalende grondwaterstand heeft grote gevolgen voor natte heides. Onder optimale omstandigheden blijft de waterstand in venige heides jaarrond hoog, met slechts een korte daling in de zomer. Bij langdurig en herhaald wegzakken van de watertafel verandert soortenrijke natte heide echter geleidelijk in soortenarme heide, gedomineerd door dophei. Vochtminnende planten zoals ronde zonnedauw, veenpluis, klokjesgentiaan, heidekartelblad, gevlekte orchis, … worden steeds kwetsbaarder naarmate de grondwaterstand langdurig laag blijft. Daarnaast versnelt een afname van

met grondwater aangevoerde bufferstoffen de verzuring, wat het verlies van plantensoorten verder verergert.

Witte (2021) rapporteerde soortensamenstelling veranderingen in natte systemen gevoed door regenwater (zoals hoogvenen en natte heiden) en basenrijke kwelsystemen (zoals blauwgraslanden en trilvenen), waarbij in beide gevallen veel karakteristieke soorten verloren gingen. De Saeger (2021) documenteerde dat in enkele permanent drooggevallen vennen de venplanten zijn verdwenen en werden vervangen door soorten van natte heide, zoals gewone dophei en kleine zonnedauw. Bij extreme droogte verdwijnt zelfs dophei, waardoor de heide transformeert in droge heide of grasland waarbij een soort als pijpenstrootje de overhand krijgt.

Verdroging versnelt de afbraak van organisch materiaal in de bodem, waardoor natte habitats kwetsbaarder worden voor invasies van bomen, struiken, ruige kruiden, varens en invasieve exoten. Dit kan de structuur en samenstelling van het ecosysteem ingrijpend veranderen en veenspecialisten verdringen. Diep wortelende soorten en soorten die schommelende waterstanden verdragen, zoals riet, pijpenstrootje en grauwe wilg, zullen zich uitbreiden. Daarentegen verdwijnen soorten die afhankelijk zijn van een stabiel waterpeil, zoals veenmossen, als eerste (van Turnhout et al. 2007).

5.4.1.4 Een langer groeiseizoen

Door de langzame maar constante stijging van de gemiddelde temperaturen per jaar en maand, wordt het groeiseizoen langer. Als er voldoende water beschikbaar is, leidt dit tot meer plantengroei, wat vooral gunstig is voor snelgroeiende planten zoals pijpenstrootje, struisgrassen en adelaarsvaren. Dit geeft hun een voordeel ten opzichte van dwergstruiken zoals struikheide, gewone dopheide, stekelbrem, kruipbrem, die minder snel groeien en dus achterblijven in de concurrentie om ruimte, water en voedingsstoffen (RSPB & Natural England 2020). Het groeiseizoen wordt langer in het voorjaar, maar ook in het najaar.

5.4.1.5 Natuurbrand of spontane brand

Klimaatverandering verhoogt het risico op grootschalige branden via meerdere mechanismen. Langdurige droogteperiodes maken ecosystemen, vooral in het voorjaar en de zomer, droger en brandbaarder. Zo kende de Kalmthoutse Heide in 2018, een extreem droog jaar, maar liefst 75 dagen met een hoog brandrisico (code oranje/rood). De brandgevoelige periode verlengt en de kans op vroegtijdige branden vergroot (Laurijssens et al. 2015). Dit probleem wordt versterkt door de combinatie met verdroging en toenemende menselijke activiteiten. In grote militaire heidegebieden verhogen schietoefeningen het brandrisico verder (Van Reeth 2020).

Heideterreinen met uitgebreide pijpenstrootjesvegetaties en/of met naaldhout zijn bijzonder brandgevoelig, vooral in het voorjaar (maart tot en met mei), wanneer een dikke laag droge biomassa aanwezig is. De stijgende voorjaarstemperaturen verlengen het groeiseizoen en stimuleren de productie van biomassa. Tegelijkertijd leidt de toename van CO_2 in de atmosfeer tot een verhoogde plantengroei. Deze combinatie van factoren zorgt voor een grotere hoeveelheid

brandbaar materiaal op heideterreinen. Bovendien kan de verhoogde CO_2-concentratie de kans op blikseminslagen vergroten, wat op zijn beurt het aantal natuurlijk ontstane branden kan doen toenemen (Laurijssens et al. 2015).

Grootschalige natuurbranden richten aanzienlijke schade aan in kwetsbare heide-ecosystemen en hun fauna. Tijdens een brand komen de opgeslagen nutriënten in planten en deels ook in strooisel vrij. Intense branden met hoge temperaturen kunnen bovendien dieper in de bodem doordringen, waardoor meer bodemleven en de zaadbank worden vernietigd (De Blust 2015). Bij grotere branden neemt de kans toe dat kwetsbare restpopulaties worden getroffen. Een treffend voorbeeld is de grote natuurbrand van 23 april 2021 op het militaire domein Groot Schietveld. Bij deze brand, die 565 hectare omvatte, ging 16% van de Vlaamse natte heide en 3% van de Vlaamse droge heide in vlammen op (Thoonen et al. 2021b). Een groot deel van het leefgebied van de grootste adderpopulatie van Noordwest-Europa werd daarbij verwoest. Onderzoek naar de aanwezigheid van dieren in de jaren na de brand wees echter uit dat mannelijke adders en jongvolwassen dieren grotendeels hebben weten te overleven. Toch is er reden tot zorg: het aantal vrouwelijke adders in de getroffen gebieden bereikte het laagste niveau in tien jaar (Claus en Bauwens 2024).

5.4.1.6 Effecten op heidesoorten

Soorten die oorspronkelijk uit noordelijke of bergachtige gebieden komen, zullen waarschijnlijk afnemen of zelfs verdwijnen uit het heidelandschap. Dit biedt ruimte aan meer algemene, generalistische soorten. Zo zal het verspreidingsgebied van mosrijke heide wellicht krimpen door onregelmatige neerslagpatronen (Hodd & Sheehy Skeffington 2011). Als soorten zich niet kunnen aanpassen aan verschuivende klimaatzones, dreigen ze lokaal uit te sterven. Zo is het aandeel warmteminnende plantensoorten die in de heide voorkomen de afgelopen twintig jaar met ongeveer 27% toegenomen ten opzichte van het aandeel in de referentieperiode 1972-1991 (Tuerlings et al. 2024). Dit wijst op een toename van het verspreidingsgebied van heidesoorten die warmere temperaturen verkiezen.

Klimaatverandering zal de samenstelling van ecosystemen ingrijpend beïnvloeden, omdat elke soort zijn eigen tolerantiegrenzen heeft voor factoren zoals droogte, hitte, temperatuur en neerslag. Sommige soorten zijn vooral gevoelig voor droogtestress in het voorjaar, terwijl andere eerder last hebben van hoge temperaturen. Onderzoekers hebben voorspellingen gedaan over het voortbestaan van typische heidesoorten in Nederland in 2080. Soorten zoals struikhei, kruipbrem, gewone dophei, beenbreek, ronde zonnedauw, klokjesgentiaan, grote wolfsklauw, klapekster, kommavlinder, heivlinder, groentje, levendbarende hagedis en heikikker worden naar verwachting bedreigd met uitsterven. Daarentegen zal het klimaat waarschijnlijk nog steeds geschikt blijven voor soorten als blauwe bosbes, brem, stekelbrem, klein warkruid, kleine zonnedauw, veenbies, bruine snavelbies, nachtzwaluw, boomleeuwerik, roodborsttapuit, grauwe klauwier, heideblauwtje, adder, gladde slang en rugstreeppad (Van der Veen et al. 2010). Hoewel deze voorspellingen onzeker zijn, geven talrijke aanwijzingen aan dat soorten met een hogere bestendigheid tegen extreem weer een concurrentievoordeel zullen hebben (Peñuelas et al. 2004).

De veranderingen in het aantal soorten – of ze nu afnemen, toenemen of stabiel blijven – zullen ook de interacties tussen deze soorten beïnvloeden (Suttle et al. 2007). Dit kan resulteren in verschuivende concurrentieverhoudingen of mismatches in voedselrelaties. Bovendien heeft klimaatverandering indirecte gevolgen voor plant- en diergemeenschappen, bijvoorbeeld door fluctuaties in de beschikbaarheid van voedselbronnen zoals nectar, zaden, gras of rupsen. Droogte kan bijvoorbeeld de bloei van struikhei vertragen, wat kan leiden tot een mismatch met dieren die afhankelijk zijn van deze bloei (Jentsch et al. 2009). Zo zijn er waarnemingen van groentjes op heidevelden zonder bloeiende struikhei.

Neerslagrijke perioden kunnen negatieve effecten hebben op insecten door 1) beperking van de vliegtijd, 2) overstroming van leefgebieden en 3) verminderde overleving van rupsen of poppen in het voorjaar. Positieve effecten kunnen echter optreden, zoals 1) betere groei van waardplanten en 2) verhoogde bloei van nectarplanten (Wallis de Vries et al. 2018a, Schauvliege 2020).

Wallis de Vries et al. (2018a) stelden de effecten op enkele goed gemonitorde soortengroepen van Nederlandse heidegebieden vast. Zo zijn hogere temperaturen nadelig voor dagvlindersoorten in heidegebieden. Droogte heeft zowel op lange termijn door verdroging van het leefgebied als op korte termijn door verminderde overleving en voortplanting een negatieve impact. Vlinders met lange rupsstadia, zoals heivlinder en kommavlinder, nemen sterk af in droge jaren, mogelijk door een tekort aan frisse bladeren van bepaalde planten. Voorjaarsdroogte verhindert de groei van jonge heide, waardoor voedseltekorten ontstaan, zoals bij de rupsen van heideblauwtjes, die eten van jonge dop- en struikheide.

Bij langdurige droogte produceren bloemen minder nectar, wat leidt tot onvoldoende voedsel voor dagvlinders, zweefvliegen, bijen en hommels. Zweefvliegen, zoals de heidefopwesp en het zandlanglijfje, die specialisten zijn van arme zandgronden, vertonen een opvallende achteruitgang, vermoedelijk door droogtestress. Fytofage zweefvliegsoorten uit andere biotopen, zoals het geslacht Cheilosia, die afhankelijk zijn van waardplanten met verminderde bloeikwaliteit door droogte, laten ook afname zien.

Veenhommels zijn slecht bestand tegen langdurige droogte, aangezien ze hun nesten in vochtig terrein bouwen. Droogte vermindert de hoeveelheid en kwaliteit van bloemen, wat kan leiden tot slechtere voortplanting en sterkere concurrentie met andere hommelsoorten. Libellen, die als larve in water leven, reageren sterk op het droogvallen van hun waterhabitat. Na de droge jaren 2018-2019 daalde het aantal waarnemingen van typische venbewoners in het heidelandschap, zoals maanwaterjuffer, speerwaterjuffer, zwarte heidelibel en Noordse witsnuitlibel. Naast het droogvallen van de waterhabitat speelt ook de geïsoleerde ligging van resterende populaties mogelijk een rol in deze afname (Schauvliege 2020).

5.4.2 Gecombineerde effecten met andere drukken

Heidegebieden worden niet alleen bedreigd door klimaatverandering, maar ook door verlies van leefgebied, versnippering, verdroging en vermesting door stikstof. In het klimaatrapport van 2015

benadrukten we de nood aan meer inzicht in hoe die verschillende drukken elkaar beïnvloeden en versterken (Van der Aa et al. 2015). Het gebrek aan kennis hierover, maakt dat het vandaag nog steeds lastig is om de gevolgen voor het heidelandschap in te schatten.

5.4.2.1 Interactie met vermesting en verzuring

Droogte kan in heidebodems de mobilisatie van stikstof stimuleren, wat tijdelijk leidt tot een hogere stikstofbeschikbaarheid voor vegetatie en een grotere stikstofbelasting van het grondwater dan door stikstofdepositie alleen (Bijlsma et al. 2020). Frequentere droogteperioden door klimaatverandering kunnen ervoor zorgen dat oude heidegebieden veranderen van stikstofopslag naar netto stikstofverlies. Hierdoor kan de stikstofbelasting toenemen in het heide-ecosysteem, zoals in vennen die lokaal grondwater ontvangen of in het grondwater zelf (Aggenbach et al. 2022).

Kröel-Dulay et al. (2015) ontdekten dat heidevegetaties beter herstellen na droogte in situaties met een lage stikstofbelasting, in vergelijking met een hoge stikstofbelasting. Bij een hogere beschikbaarheid van stikstof groeit struikhei sneller, maar de soort wordt dan ook gevoeliger voor droogte, vorst of vraatschade. Bovendien vermindert de vegetatieve regeneratie van struikhei bij een hogere stikstofbeschikbaarheid (Wessel et al. 2004, Meyer-Grünefeldt et al. 2016).

Zure depositie heeft het vermogen van bodems om zuur te neutraliseren blijvend aangetast. Basische stoffen zoals calcium, magnesium en kalium spoelden weg, en zodra die verdwenen zijn, komen schadelijke aluminiumionen vrij. Vlaamse heidegronden zitten waarschijnlijk al in dit kritieke stadium. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat de micronutriënten-kringloop in heidegebieden ernstig is verstoord door vermesting en verzuring. Dit heeft geleid tot een afname in de vitaliteit van zowel planten als dieren (Vogels et al. 2017, Vogels et al. 2024). Over de interacties tussen klimaatverandering, verzuring en de onbalans in micronutriënten is weinig bekend.

5.4.2.2 Interactie met beheer

De klimaatverandering dwingt ons om flexibeler om te gaan met het beheer van onze natuurgebieden. Schommelingen in plantengroei vragen om een dynamische aanpassing. Na een grote brand of een nat jaar bijvoorbeeld, groeit er op de heide vaak veel meer voedsel voor dieren. Om vergrassing en successie in heide-ecosystemen tegen te gaan, kunnen we dan tijdelijk meer dieren laten grazen of ze op bepaalde plekken concentreren, of een grotere oppervlakte gaan maaien of chopperen. In droge en warme periodes is er juist minder plantengroei. Het kan dan nodig zijn om de dieren bij te voederen of minder dieren op het terrein te laten. De verlenging van het groeiseizoen wordt best gevolgd door een verlenging van het graasseizoen.

Klimaatverandering kan een directe invloed hebben op het welzijn van grazers. Tijdens extreme hitteperioden kunnen een tekort aan schaduw, water en de aanwezigheid van toxische algenbloei in waterlichamen de gezondheid van de dieren bedreigen. Bovendien verhoogt de zoektocht naar verkoeling in natte heidehabitats en langs oevers het risico op habitatdegradatie door vertrapping (Thoonen et al. 2023).

De periode voor winterbeheer, zoals het verwijderen van opslag van struiken en bomen of het uitvoeren van graafwerken verkort, doordat vogels eerder in het voorjaar gaan nestelen en broeden. Voor het uitvoeren van gecontroleerde branden in de winter moet de heide voldoende tijd krijgen om op te drogen. Dit vereist 4 tot 5 opeenvolgende dagen van droog en zonnig weer, iets wat naar verwachting minder vaak zal voorkomen. Daarnaast kan extreem weer het beheer bemoeilijken, bijvoorbeeld tijdens langdurig natte periodes waarin terreinen te drassig zijn om bewerkt te worden met zware machines.

5.4.2.3 Interactie met natuurherstel

Kieming verloopt ideaal onder stabiele en licht vochtige omstandigheden, maar de veranderende klimaatomstandigheden zorgen in sommige regio's voor langere periodes van extreme droogte of overmatige neerslag. Dit leidt tot fluctuerende bodemvochtigheid, terwijl stabiele condities net essentieel zijn voor succesvolle kieming. Hierdoor is het succes van propagule-introductie - het inbrengen van plantenstructuren die zich kunnen vermeerderen - sterk afhankelijk van de weersomstandigheden na de inbreng (Tölgyesi et al. 2024).

5.4.2.4 Toegenomen landschapsdynamiek

We verwachten meer winderosie, omdat perioden met sterke wind in het binnenland vaker zullen voorkomen. Daarnaast kan er meer open bodem ontstaan op de heide door verhoogde plantensterfte als gevolg van verdroging, verdrinking of natuurbranden.

Een toename van het aandeel open, stuivend zand voor bepaalde soorten in het heidelandschap is gunstig. Er zijn echter ook negatieve aspecten verbonden aan een toegenomen landschapsdynamiek. Wanneer droogte of hitte volgt op verstoring zoals overstuiving, natuurbrand of beheer, zal de soortenrijkdom aan vaatplanten wellicht trager herstellen of afnemen (Kröel-Dulay et al. 2015). De diversiteit aan zaailingen is kleiner bij droogte en warmte. Verlies aan diversiteit aan vaatplanten zal wellicht niet optreden in de volwassen fase van de heidevegetatie, maar in de herstelfase na het terugzetten van de successiereeks (Fagúndez 2013). Daarnaast kan het invasieve mos grijs kronkelsteeltje snel open bodem koloniseren, zeker in combinatie met een hoge stikstofdepositie.

5.4.2.5 Interacties met invasieve soorten, ziektes en plagen

Gedegradeerde en gestreste ecosystemen zijn kwetsbaarder voor invasieve soorten, ziekten en plagen. Klimaatgerelateerde droogte kan bijvoorbeeld de weerbaarheid van struikheide tegen vraatschade door het heidehaantje, een kevertje dat profiteert van milde en natte winters, verminderen. Dit komt mogelijk door een tekort aan de beschermende fenolen die de plant normaal gebruikt om zich tegen zulke aanvallen te verdedigen (Wessel et al. 2004).

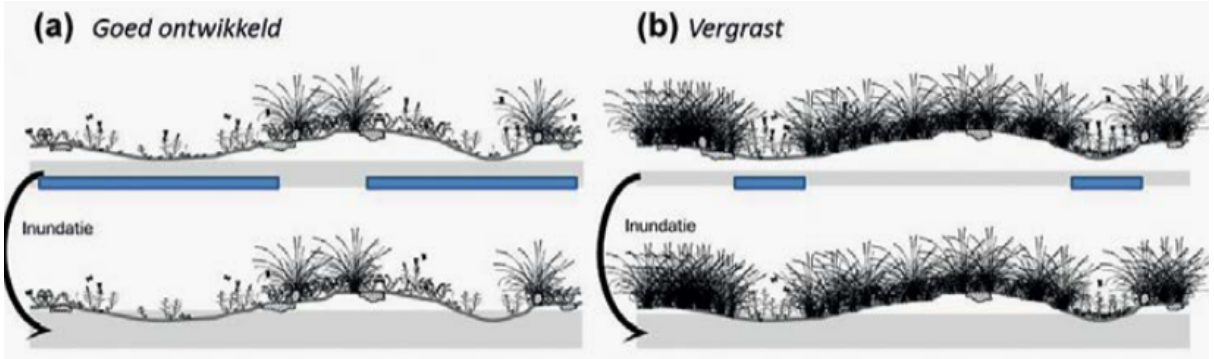
Natte heiden en venen worden gevoeliger voor invasies van de Amerikaanse trosbes door klimaatgerelateerde verdroging en mineralisatie van de organische bodem (Schepker & Kowarik 1998). De afbraak van organisch materiaal maakt deze biotopen vatbaarder voor deze invasie. De

Amerikaanse trosbes versterkt de verdroging van deze gebieden doordat de plant veel water verdampt, wat op warme dagen de droogte verder vergroot.

Het grijs kronkelsteeltje vormt dichte matten, waardoor er steeds minder open zand overblijft, wat inheemse mossen, korstmossen en zandbewonende, gravende insecten de kans ontneemt om zich te vestigen. De snelle toename van deze soort wordt voornamelijk veroorzaakt door de overmatige depositie van stikstof (www.naturetoday.com – Stikstof en grijs kronkelsteeltje). Er is echter geen literatuur gevonden die aantoont of klimaatverandering invloed heeft op het succes of de achteruitgang van deze soort.

5.4.2.6 Interactie met verdroging

Door jarenlange verdroging, veroorzaakt door ontwatering in en rondom heidegebieden, is soortenrijke natte heide in veel gebieden beperkt tot smalle stroken langs blijvend natte plekken, zoals vennen. Droogte leidt tot verdere verdroging en vergrassing, terwijl inundatie tijdens natte perioden deze kwetsbare gebieden kan overstromen, wat de overleving van typische natte-heidesoorten bemoeilijkt. Zonder actief beheer zal deze dubbele druk het voortbestaan van natte heide verder in gevaar brengen (Wallis de Vries et al. 2018b). In een goed ontwikkelde heide, die de hele hoogtegradiënt bestrijkt, kan de heidefauna zich aanpassen aan extremen door te verschuiven tussen natte en droge zones. In sterk vergraste heide is deze flexibiliteit echter niet mogelijk (zie figuur 26).



Figuur 26: In vergraste, vaak verdroogde heide is geschikt leefgebied beperkt tot laagten, terwijl in goed ontwikkelde heide ook hoger gelegen gebieden beschikbaar zijn. Bij extreme regenval of te snelle vernatting kunnen soorten echter verdwijnen door overstromingen (Wallis de Vries et al. 2018b).

5.4.3 Klimaatadaptieve maatregelen voor heides

Het heide-ecosysteem staat onder druk door verstoringen zoals versnippering, vermesting, verzuring en verdroging, die samen met klimaatverandering een sterk versterkend effect hebben. Dit leidt tot grote veranderingen, waaronder de opmars van generalistische soorten en het verdwijnen van specialisten. Omdat deze veranderingen vaak het gevolg zijn van een combinatie van factoren, is het lastig om ze aan één enkele oorzaak toe te schrijven. Het aanpakken van klassieke verstoringen in heidegebieden kan echter een effectieve stap zijn om de druk te verlichten, aangezien dit vaak

haalbaarder is dan het beheersen van klimaatverandering (Vonk et al. 2010; Van der Aa et al. 2015; RSPB & Natural England 2020). Extreme droogte kan leiden tot een grotere uitspoeling van stikstof naar zowel het heide-ecosysteem als het grondwater. Hoe hoger de stikstofdepositie in een gebied, hoe meer stikstof er kan uitspoelen tijdens droge periodes. Het verminderen van stikstofdepositie verkleint daarom ook de negatieve impact van extreme droogte op deze ecosystemen (Bijlsma et al. 2020, Aggenbach et al. 2022).

Grote, gevarieerde en complexe heidegebieden zijn belangrijk voor het behoud van biodiversiteit en bieden meer veerkracht tegen klimaatverandering dan homogene landschappen (Wallis de Vries & Oteman 2019). Een grotere oppervlakte en meer variatie in halfnatuurlijke habitats verkleinen de kans dat een gebied volledig wordt aangetast door weersextremen (Besse-Lototskaya et al. 2010; Vonk et al. 2010, Wallis de Vries & Oteman 2019, Morecroft et al. 2012). Minder getroffen zones kunnen fungeren als bron voor herkolonisatie, waardoor populaties sneller kunnen herstellen na extreme omstandigheden. Daarnaast ondersteunen grotere gebieden vaak grotere populaties en een bredere diversiteit aan soorten, wat het risico op lokaal uitsterven en verlies van ecosysteemfuncties verlaagt (McGuinness 1984). Een belangrijke factor is genetische diversiteit: hoe groter deze diversiteit, hoe groter de kans dat bepaalde genotypes beter bestand zijn tegen klimaatextremen (RSPB & Natural England 2020). Hoewel de genetische diversiteit van veel populaties onbekend is, wordt aangenomen dat het vergroten en verbinden van habitats deze diversiteit verhoogt. Om dit te bereiken is het belangrijk om het oppervlak van bestaande habitats te vergroten door gericht herstel en herinrichting rond bestaande gebieden. Geïsoleerde gebieden te verbinden en bufferzones te creëren om randeffecten te minimaliseren. Deze maatregelen versterken de ecologische samenhang en ondersteunen het voortbestaan van soorten.

De volgende klimaatadaptieve maatregelen kunnen we inzetten om de veerkracht van heides te verhogen:

- Door het heidelandschap te doorweven met koele en/of vochtige plekken met een schaduwrijk en vochtig microklimaat creëren we habitat voor koudeminnende soorten en tegelijkertijd ook vluchtplaatsen voor dieren (en planten) tijdens periodes van hitte en droogte (De Frenne et al. 2019, Suggit et al. 2014, Suggit et al. 2015, Suggit et al. 2018). Zogenaamde ‘klimaatrefugia’ kunnen op landschappelijk niveau, maar ook op niveau van een habitatvlek of nog kleinschaliger gecreëerd of bevorderd worden. Enkele voorbeelden:
    - Op landschapsniveau: integreer bewust een dicht bos, een noordelijke helling, een koele bronzone of een combinatie hiervan in het natuurgebied.
    - Zorg bij de inrichting van terreinen bewust voor depressies, slenken, greppels die water vasthouden en kunnen opgezocht worden door dieren in tijden van langdurige droogte. Een bijkomend voordeel is dat variaties in waterdieptes zorgen voor verscheidenheid in watersystemen.
    - Behoud en stimuleer microreliëf, zoals kluiten en kuilen door ontwortelde bomen of stuifkuilen van grote grazers. Vermijd maatregelen die het microreliëf egaliseren,

aangezien dit water vasthoudt en droogtestress kan verminderen (Valtera & Schaetz 2017).

- Creëer gradiënten en mozaïeken van verschillende vegetatietypes en microhabitats. Deze structuren geven soorten de flexibiliteit om zich aan te passen aan extreem weer. Het idee is dat diverse hulpbronnen, zoals voedsel, schuilplaatsen en plekken voor thermoregulatie, gemakkelijk bereikbaar zijn voor dieren en planten in tijden van extreme omstandigheden. Door beheervormen te combineren, ontstaat meer variatie. Een mix van oude en jonge heide, in een open tot gesloten patroon met verspreide struiken en bomengroepjes, heeft positieve effecten op zowel microfauna (mieren, spinnen, loopkevers) als macrofauna (zoals de Nachtzwaluw). Bovendien bieden diverse randzones tussen habitats waardevolle gradiënten, uitwijkmogelijkheden en kansen voor herkolonisatie. Variatie kan op landschappelijk niveau, maar ook op niveau van een habitatvlek en zelfs op microschaal gecreëerd of bevorderd worden. Enkele voorbeelden:
    - Onderneem beheeringrepen over de gehele gradiënt (in vocht, voedselrijkdom of bufferstoffen) eerder dan haaks daarop. Zo kunnen soorten van jonge ontwikkelingsfasen gemakkelijker meebewegen met bijvoorbeeld een wisselend waterpeil of wisselende weersomstandigheden en hiermee gebonden microklimaten (Nijssen et al. 2019).
    - Een vegetatiemozaïek is een lappendeken van diverse vegetatietypes en structuren op korte afstand. Het bestaat uit een fijnmazige afwisseling van kleine gemaaide, gechopperde, geplagde en, waar mogelijk, gebrande vlekken. De terugkeerperiode voor heideverjonging moet worden afgestemd op de lokaal aanwezige fauna en flora. Dit vereist kennis van de aanwezige soorten en hun voorkeur voor specifieke levensstadia van de heide (Thoonen et al. 2021a).
    - Structuurvariatie zorgt voor een divers microklimaat met zonnige plekjes, windbeschutting en meer. Laat opslag van bomen(groepjes), struiken, ruige kruiden of ongemaaide stukken toe in kleine clusters, verspreid over het perceel of geleidelijk toenemend richting een bosrand. Deze structuren bieden broedgelegenheid, beschutting, uitkijkpunten en plekken voor territoriumverdediging (voor bijvoorbeeld groentjes) (Thoonen et al. 2021). Zorg er wel voor dat niet meer dan 15% van het totale oppervlak bedekt is met hoge, dichte vegetatie, om de doelvegetaties en soorten van open systemen te beschermen.
    - Onderzoek of extensieve begrazing mogelijk is in grotere beheerblokken (met verschillende natuurtypes). Dit leidt tot een gevarieerd mozaïek van verschillende vegetatiestructuren, zoals open bodem, kort- en lang gras, ruigten, struiken en bos. Deze afwisseling op kleine schaal zorgt voor diverse microklimaten die dicht bij elkaar liggen.
    - Creëer microbiotopen: dat zijn kleine structuren zoals dode bomen, microreliëf, ongemaaide hoekjes, takken- of broeihopen. Deze elementen zijn belangrijk voor fauna, maar worden nog weinig geïnventariseerd en gewaardeerd (Nijssen et al. 2019).

- Voer kleinschalig brandbeheer uit en onderzoek of het toevoegen van bufferstoffen geschikt en effectief is. Deze beheermethodes helpen beter om de negatieve effecten van vermesting en verzuring tegen te gaan. We noemen dit adaptieve maatregelen, omdat ze indirect ook de veerkracht van het ecosysteem tegen klimaatverandering versterken (zie paragraaf Interactie met vermesting en verzuring). Kleinschalig brandbeheer, een maatregel die momenteel weinig wordt toegepast, kan een grote meerwaarde bieden. Ze creëert open, ijl begroeide plekken die door de zwarte geblakerde grond dan ook nog eens snel opwarmen, wat gunstig is voor thermofiele invertebraten. Daarnaast zorgen beheerbranden voor verjonging en meer horizontale en verticale structuurvariatie in de heide, zonder de buffercapaciteit van de bodem verder te verlagen (Gorissen et al. 2021). Omdat de effecten van bufferstoffen nog onvoldoende bekend zijn, is het belangrijk om deze maatregelen met voorzichtigheid toe te passen en te laten begeleiden door wetenschappelijk onderzoek.

- Zorg voor een optimale hydrologie voor de natuurwaarden door onnodige afvoer van water tijdens droge periodes te blokkeren of door grondwateronttrekkingen te reduceren. Kennis van het ecohydrologische systeem van heidegebieden is daarom noodzakelijk. De juiste ligging van het infiltratiegebied van waterafhankelijke heidegebieden in Vlaanderen is van belang om gericht op zoek te kunnen gaan naar de limieten van grondwateronttrekking en bronnen van vervuiling (inclusief eutrofiëring) dat kan bijvoorbeeld via convenanten met winningsmaatschappijen, maar ook via lokale maatregelen.

- Omdat spontane voorjaarsbranden in de toekomst mogelijk vaker zullen voorkomen, treffen we best preventieve maatregelen in alle gebieden met een hoog brandrisico. Het opstellen van brandpreventieplannen is hierbij essentieel. Deze plannen kunnen maatregelen omvatten zoals het aanpassen van het ontwerp en beheer van habitats om het risico op branden te verkleinen, maar omvatten ook gebiedsgerichte opleidingen en investeringen in personeel en aangepast materiaal voor brandbestrijding. Voorbeelden hiervan zijn het aanleggen van brandgangen, het creëren van blusvijvers en het tijdelijk afsluiten van gebieden tijdens periodes met een hoog brandrisico. Het implementeren van dergelijke strategieën helpt niet alleen om schade te beperken, maar draagt ook bij aan de bescherming van biodiversiteit en ecosysteemfuncties (Wallis de Vries & Oteman 2019, NE & RSPB 2020). Daarnaast is het noodzakelijk om nood- en herstelplannen voor gebieden op te stellen, die duidelijke afspraken en maatregelen bevatten voor zowel tijdens als na een spontane brand.

- Flexibel beheer. Pas het beheer aan op basis van veranderingen in plantproductiviteit. Deze productiviteit neemt toe door een langer groeiseizoen en hogere gemiddelde temperaturen, maar kan van jaar tot jaar variëren afhankelijk van de hoeveelheid neerslag in specifieke perioden. Dit kan bijvoorbeeld door de graasdruk te wijzigen of door de frequentie van branden of maaien te verhogen of te verlagen. Houd daarbij rekening met de afweging

tussen het behouden van voldoende structuurvariatie ten behoeve van soortenrijkdom en microklimaten.

- Om gewenste nieuwkomers op te vangen en inheemse soorten zo lang mogelijk te ondersteunen, is de ontwikkeling van een ecologisch functionerend heidenetwerk essentieel. Zo kunnen ruimtelijke adaptatiemaatregelen worden geconcentreerd in klimaatcorridors. Deze corridors verbinden kerngebieden, verbindingszones en aangrenzende heidegebieden, ook over landsgrenzen heen, om soorten te helpen zich aan te passen aan verschuivende klimaatzones (Vonk et al. 2010).

- Natuurverbindingen die een zuid-noordoriëntatie (maar ook oost-west) volgen, ondersteunen soorten in hun migratie naar geschikte leefgebieden naarmate het klimaat verandert. Door de uitwisseling tussen anders geïsoleerde populaties te bevorderen, wordt het risico op lokaal uitsterven verkleind en kunnen nieuwe leefgebieden worden bereikt (NE & RSPB 2020, Vonk et al. 2010). Deze aanpak versterkt de ecologische samenhang en draagt bij aan de biodiversiteit op lange termijn.

- Om de gevolgen van snelle klimaatverandering bij te houden, kan in de toekomst geassisteerde migratie of translocatie van gewenste heidesoorten met waardevolle ecologische functies noodzakelijk zijn als de herstelde gebieden ver verwijderd zijn van bestaande kolonies. Dit kan ook het introduceren van niet-inheemse soorten uit nabijgelegen drogere klimaten omvatten, hoewel deze aanpak onderwerp is van veel discussie vanwege de mogelijke risico's. Een minder controversiële optie is het blijven werken met de oorspronkelijke soort, maar te kiezen voor genotypes die beter bestand zijn tegen veranderende klimatologische omstandigheden. Deze aanpak, zoals onderbouwd door Meyer-Grunefeldt en anderen, benadrukt het belang van het identificeren en inzetten van klimaatbestendige genotypes afkomstig uit drogere zones of aan de randen van het huidige areaal (Ibe et al. 2020, Meyer-Grünefeldt et al. 2015, Meyer-Grünefeldt et al. 2016). Dit zou een belangrijke pijler moeten vormen bij het selecteren van biologisch materiaal voor toekomstig herstel van heides, om de kans op succesvolle herstelprojecten te vergroten. Over deze maatregel beschikken we momenteel over te weinig kennis en is meer onderzoek nodig.

- Klimaatverandering benadrukt het belang van het monitoren en vroegtijdig detecteren van ongewenste soorten. Snelle en geschikte beheersmaatregelen verhogen de kans op succesvolle beheersing. Het actief verwijderen van bv. trosbosbesstruiken kan de impact van droogte door klimaatverandering verminderen. Hoge en stabiele grondwaterstanden beperken op hun beurt de wortelgroei en voortplanting van deze invasieve soort.

- Aangepast natuurherstel: Klimaatverandering stelt heideherstelprojecten voor aanzienlijke uitdagingen op het vlak van de kieming en beschikbaarheid van propagulen van doelsoorten. Bij extreem weer worden snel groeiende, pionierachtige plantensoorten bevoordeeld en als

gevolg daarvan kunnen hogere hoeveelheden propagulen nodig zijn. In periodes met ongunstig weer kan het noodzakelijk zijn introductie van doelsoorten te herhalen, wat leidt tot hogere kosten en meer inspanningen (Tölgyesi et al. 2024). Een veel toegepaste methode is het gebruik van zaadrijk maaisel van donorlocaties. Problemen bij deze methodes zijn het gebrek aan geschikte donorlocaties en de beperkte soortenoverdracht door asynchrone zaadrijping. Bovendien kunnen veranderende weersomstandigheden de zaadrijping en het beheer verstoren, waardoor de oogsttijd niet altijd synchroon loopt met de rijping. Een alternatief is het directe inzaaien, maar het verkrijgen van voldoende zaden van inheemse, vaak zeldzame soorten lijk een probleem. Om deze uitdagingen te overwinnen, zijn er wetenschappelijk onderbouwde richtlijnen nodig.

- Tot slot is het in gebieden waar een afname van soorten door klimaatverandering wordt verwacht, is het essentieel om monitoringsprogramma's op te zetten om populatietrends en de effectiviteit van interventies te evalueren.

5.4.4 Literatuur

Aggenbach C. J. S., Lemmens M., Sanz Mali E. (2022). Effecten van de COVID-19 lockdowns en droogte op de stikstofhuishouding van droge heide.

Besse-Lototskaya A. A., Geertsema W., Griffioen A. J., van der Veen M., Verdonschot P. F. M. (2011). Natuurdoelen en klimaatverandering: "State-of-the-Art". Alterra-rapport 2135, Alterra, onderdeel van Wageningen UR, Wageningen.

Birkeli K., Gya R., Vatsø Haugum S., Guri Velle L., Vandvik V. (2023). Germination and seedling growth of Calluna vulgaris is sensitive to regional climate, heathland succession, and drought. Ecology and Evolution 13 (7).

Bijlsma R.J., S.P.J. van Delft, R. Loeb, Bobbink R. (2020). Kansen voor oude droge heide in het heidelandschap. Rapport nummer 2020/OBN240-DZ. VBNE, Driebergen.

Claus K, Bauwens D. (2024). Ecologie van de Adder (Viper berus) op het Groot Schietveld. In: Vergunningshouders Natuurstudie & Agentschap voor Natuur en Bos 2024. Jaarverslag Klein en Groot Schietveld 2023. Uitgave Agentschap voor Natuur en Bos Antwerpen.

Dams J., Salvadore E., Van Daele T., Ntegeka V., Willems P., Batelaan O. (2012). Spatiotemporal impact of climate change on the groundwater system. Hydrology and Earth System Sciences 16(5): 1517–1531.

De Becker P. (2020). Ecohydrologische gebiedsbeschrijvingen voor natuurgebieden in Vlaanderen in het kader van PAS. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (12). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Blust G. (2011). Heide en heidebeheer. In: Hermy M., de Blust G. en M. Slootmaekers. 2001. Natuurbeheer. Davidsfonds/Leuven. Davidsfonds.

De Blust G. (2014). De hevigheid van de brand van 2011 in de Kalmthoutse Heide. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2014.4581598). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Saeger S. (2019). Hoofdstuk 7. Heide- en struweelhabitattypen (23xx, 40xx, en 5130). In: Paelinckx D., De Saeger S., Oosterlynck P., Vanden Borre J., Westra T., Denys L., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B. & Spanhove T. (redacteuren). Regionale staat van instandhouding voor de habitattypen van de Habitatrichtlijn. Rapportageperiode 2013 - 2018. (INBO.R.2019.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, p. 112–123.

De Saeger S. (2021). Advies in de Kijker: Actualisatie van de BWK van het Schietveld Helchteren, met aandacht voor vegetatieveranderingen. INBO Nieuwsbrief, (september 2022).

De Frenne P., Zellweger F., Rodríguez-Sánchez F., Scheffers B.R., Hylander K., Luoto M., Vellend M., Verheyen K., Lenoir J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. Nature Ecology and Evolution 3(5): 744-749.

Fagúndez J. (2013). Heathlands confronting global change: Drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. Annals of Botany 111(2): 151–172.

Gimingham C. H. (1972). Ecology of heathlands. Chapman and Hall. London.

Gorissen J., Thoonen M., Gyselinck T., Van Uytvanck J. (2021). Een halve eeuw brandbeheer op de Mechelse Heide. De Levende natuur 122(5): 190-195.

Hampton M. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 4010 Northern Atlantic wet heaths with Erica tetralix. European Commission 27 p.

Hodd R.L., Sheehy Skeffington M.J. (2011). Climate change and oceanic montane vegetation: a case study of the montane heath and associated plant communities in western Irish mountains. In: Hodkinson T., Jones M., Waldren S., Parnell J. eds. Climate change, ecology and systematics. Cambridge: Cambridge University Press.

Ibe K., Walmsley D., Fichtner A., Coners H., Leuschner C., Härdtle W. (2020). Provenance- and life-history stage-specific responses of the dwarf shrub Calluna vulgaris to elevated vapour pressure deficit. Plant Ecology 221(12): 1219-1232.

Laurijssens G., De Blust G., Indeherberg M., Hendrix R., Van Diggelen R. (2015). Beheerplan Vlaams Natuurreservaat De Kalmthoutse Heide – Beheerrapport. Maatregelen i.f.v. natuur en bosbeheer, brandveiligheid & toegankelijkheid. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

(INBO.R.2016.12518120), Mieco-effect en Universiteit Antwerpen, Onderzoekgroep Ecosysteembeheer (Ecobe 016-R197c). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Jentsch A., Kreyling J., Boettcher-Treschkow J., Beierkuhnlein C. (2009). Beyond gradual warming: extreme weather events alter flower phenology of European grassland and heath species. Global Change Biology 15: 837–849.

McGuinness K.A. (1984). Equations and explanations in the study of Species–area curves. Biological Reviews 59(3): 423-440.

KMI (2020). Klimaatrapport 2020, Van klimaatinformatie tot klimaatdiensten, Koninklijk Meteorologisch Instituut België, Ukkel.

Kröel-Dulay G., Ransijn J., Schmidt I. K., Beier C., De Angelis P., de Dato G., Dukes J. S., Emmett B., Estiarte M., Garadnai J., Kongstad J., Kovács-Láng E., Larsen K. S., Liberati D., Ogaya R., Riis-Nielsen T., Smith A. R., Sowerby A., Tietema A., Penuelas J. (2015). Increased sensitivity to climate change in disturbed ecosystems. Nature Communications 6.

Morecroft M.D., Crick H.Q.P., Duffield S.J., Macgregor N.A. (2012). Resilience to climate change: Translating principles into practice. Journal of Applied Ecology 49(3): 547–551.

Nijssen M., Bouwman, J., van Kleef, H., en Noordijk, J. (2019). Kansen voor fauna in natuurbeheer. OBN Expertisegroep Fauna, KNNV Publishing, Zeist. OBN/VBNE, Driebergen.

Paelinckx D., De Saeger S., Oosterlynck P., Vanden Borre J., Westra T., Denys L., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B. & Spanhove T. (2019). Regionale staat van instandhouding voor de habitattypen van de Habitatrichtlijn. Rapportageperiode 2013-2018. (INBO.R.2019.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Peñuelas J., Prieto P., Beier C., Cesaraccio C., de Angelis P., de Dato G., Emmett B.A., EstiarteM., Garadnai J., Gorissen A., Lang E.K., Kroel-Dulay G., Llorens L., Pellizzaro G., Riis-Nielsen T., Schmidt I.K., Sirca C., Sowerby A., Spano D., Tietema A. (2007). Response of plant species richness and primary productivity in shrublands along a north–south gradient in Europe to seven years of experimental warming and drought: reductions in primary productivity in the heat and drought year of 2003. Global Change Biology 13: 2563–2581.

Ransijn J.C.G. (2014). Changing heathlands in a changing climate. Climate change effects on heathland plant communities. IGN PhD Thesis January 2014. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 275 p.

RSPB & Natural England (NE751). 2nd edition published in 2020. Climate Change Adaptation Manual. Evidence to support nature conservation in a changing climate.

Schauvliege M. (2020). Schriftelijke vraag nr. 711. Aanhoudende droogte - impact op de biodiversiteit. Vlaams Parlement, Brussel.

Schepker H., & Kowarik I. (1998). Invasive North American Blueberry Hybrids (Vaccinium corymbosum x angustifolium) in northern Germany (pp. 253-260).

Suggit A.J., Hodgson J., Maclean I. et al. (2014). Microclimate, climate change and wildlife conservation. British Wildlife 2014: 162-168.

Suggitt A.J., Wilson R.J., August TA et al. (2015). Microclimate affects landscape level persistence in the British Lepidoptera. Journal of Insect Conservation 19(2): 237-253.

Suggitt A.J., Wilson R.J., Isaac N.J.B. et al. (2018). Extinction risk from climate change is reduced by microclimatic buffering. Nature Climate Change 8: 713–717.

Suttle, K.B., M.A. Thomsen en M.E. Power. (2007). Species interactions reverse grassland responses to changing climate. Science 315: 640-642.

Tölgyesi C., Helm A., Ratnam J., Silveira F. A. O., Török P. (2024). Restoration of open ecosystems in the face of climate change. Global Ecology and Conservation 53, e02989.

Thoonen M., Lievevrouw I., Raman M., Spanhove T., Van den Berge S. (2021a). Klimaatadaptief Natuurbeheer: Het heidelandschap, Rapport in opdracht van het ANB, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 36, Bos+ & Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Melle & Brussel.

Thoonen M., De Blust G., De Saeger S., Oosterlynck P., Maes D., Spanhove T., Van Doorn L. & Van Landuyt W. (2021b). Nota over de ecologische schade, natuurherstel en monitoring na de brand op het Groot Schietveld van Brecht (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4186). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Thoonen M., Van Den Berge S., De Frenne P., Vandekerkhove K., Verheyen K., Spanhove T. (2022). Hoofdstuk 14: Natuurbeheer en klimaatadaptatie. In Van Uytvanck J. et al. (Ed.), Handboek natuurbeheer: praktijk en wetenschap hand in hand. Sterck en De Vreese.

Thoonen M., Christiaens B., Boumon T., Van Calster H. (2023). Advies over het begrazingsbeheer in het natuurreservaat Vallei van de Ziepbeek. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.4552). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

van Turnhout C., Brouwer E., Nijssen M., Stuijfzand S., Siepel H., Vogels J., Esselink H. (2007). Herstel en beheer van heideterreinen. Gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging en de invloed van beheer op levensgemeenschappen van heide. Een samenvattend rapport voor beheerders. Stichting Bargerveen, B-Ware & Afdeling Dierenecologie (Radboud Universiteit Nijmegen).

Valtera M., Schaetz R.J. (2017). Pit-mound microrelief in forest soils: Review of implications for water retention and hydrologic modelling. Forest Ecology and Management 393: 40-51.

Vogels, J., Verberk, W. C. E. P., Lamers, L. P. M., en Siepel, H. (2017). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands ? Biological Conservation 212, 432–447.

Vogels J., Verberk W., Kuper J., Weijters M., Verbaarschot E., Lamers L. & Siepel H. (2024). Nitrogen deposition and heathland management cause multi-element stoichiometric mismatches, reducing insect fitness. Functional Ecology. 38. 2537-2552. 10.1111/1365-2435.14671.

Wallis de Vries M.F., Noordijk J., Zollinger R. (2014). Naar een klimaatbestendige heidefauna in Noord-Brabant: Rapportage Fase I. Rapport VS2014.028. De Vlinderstichting / Stichting RAVON / EIS-Kenniscentrum Insecten. Wageningen.

Wallis de Vries M.F., Noordijk J., Smit J., Lambrikx N., van Rijsewijk A., Zollinger R. (2018a). Naar een klimaatbestendige heidefauna in Noord-Brabant: Rapportage Fase 2. Rapport VS2018.021. De Vlinderstichting / Stichting RAVON /EIS-Kenniscentrum Insecten. Wageningen.

Wallis de Vries M., Lambrikx N., Noordijk J. ,Smit J., van Rijsewijk A., Zollinger R. (2018b). Klimaatbestendig heidebeheer voor de fauna. Informatie voor vrijwilligers en beheerders. De Vlinderstichting, EIS Kenniscentrum Insecten, Ravon.

Wallis de Vries M., Oteman B. (2019). Klimaatstresstest voor Dagvlinders in Drenthe. Rapport VS2019.021. De Vlinderstichting. Wageningen.

Webb N. R. (1998). History and ecology of European heathlands. Transactions of the Suffolk Naturalists' Society 34: 1-10.

Wessel W.W., Tietema A., Beier C., Emmett B.A, Peñuelas J., Riis–Nielsen T. (2004). A qualitative ecosystem assessment for different shrublands in western Europe under impact of climate change. Ecosystems 7(6): 662–671.

Witte J.P.M., Runhaar J., van Ek R. (2009). Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland. KWR rapport 2009.032, 66p.

Witte J.P.M. (2021). Gevolgen van de droogte van 2018 voor de vegetatie van natuurgebieden op de Hogere Zandgronden van Nederland, afgeleid van het Landelijk Meetnet Flora.

Van Der Aa, B., Vriens, L., Kerckvoorde, A. Van, De Becker, P., Roskams, P., De Bruyn, L., Denys, L., Mergeay, J., Raman, M., Van Den Bergh, E., Wouters, J., en Hoffmann, M. (2015). Effecten van klimaatverandering op bos en natuur.

van Duinen G.J.,Klimkowska A. (2013). Trosbosbes: een lekker lastige exoot in hoogveen. Vakblad Natuur, Bos, Landschap.

van Swaay C.A.M., van Turnhout C.A.M., Sparrius L.B., van Grunsven R.H.A., van Deijk J.R., van Strien A.J., Doornbos S. (2018). Hoe onze flora en fauna veranderen door klimaatverandering. De Levende Natuur 119(6): 256–259.

Vonk M., Vos C.C., van der Hoek D.C.J. (2010). Adaptation strategy for climate-proofing biodiversity, 27p.

5.5 Graslanden

Maud Raman

5.5.1 Effecten van klimaatverandering op graslanden

5.5.1.1 Hydrologische veranderingen

Graslanden worden bedreigd door toekomstige klimaatverandering. Nochtans leveren ze zeer belangrijke ecosysteemdiensten die bijdragen aan zowel natuurbehoud als aan de mens. In dit onderdeel van hydrologische veranderingen beperken we ons tot een review die Joyce et al. (2016) uitvoerden over de belangrijkste klimaateffecten van klimaatverandering op natte graslanden. Ze definiëren natte graslanden als graslanden met een talrijke aanwezigheid van grassen (of zeggen) die ofwel regelmatig overstroomd worden met zoet of brak water, of grondwaterafhankelijk zijn met een hoge grondwatertafel gedurende een tijd van het jaar. Landschappelijk nemen ze een intermediaire positie in tussen permanent geïnundeerde wetlands zoals rietmoerassen en droge graslanden die grondwateronafhankelijk zijn. Ze worden vooral aangetroffen op venige, alluviale of minerale substraten.

Hoe beïnvloeden veranderingen in neerslag natte graslanden?
Een verminderde neerslag en toegenomen evapotranspiratie (door globale opwarming) kunnen leiden tot het uitdrogen van natte graslanden. Een verminderde wateraanvoer bevoordeelt soorten van meer droge vegetatiegemeenschappen en kan leiden tot veranderingen in de nutriëntencyclus, afbraakprocessen, microbiële gemeenschappen in de bodem en primaire productie. Vooral graslanden met een beperkte hydrologische buffer en een beperkte mogelijkheid om de hydrologische gradiënt te laten opschuiven zijn gevoelig voor klimaatverandering. Habitats worden minder optimaal voor broedende en foeragerende vogels die sterk gebonden zijn aan slikken en natte plekken. Ook kunnen toegenomen zomertemperaturen, langere droge seizoenen en meer extreme temperaturen leiden tot een hogere kans op branden. In natte graslanden nabij de kust (vooral in Zuidoost Europa) kan evaporatie leiden tot hogere concentraties van zout in de bodem.

Hoe reageren natte graslanden op een zeespiegelstijging?
Natte graslanden langs de kustlijn met weinig ruimte voor spontane processen en ingesloten door bebouwing (zoals in Vlaanderen), zijn het meest gevoelig voor zeespiegelstijging. Een inmenging van zout kan de vegetatie en gerelateerde biodiversiteit die gebonden zijn aan zoet water, fundamenteel veranderen (Joyce et al. 2016).

Wat is het effect van extreme klimaatevents op natte graslanden?
Extreme neerslag en overstromingen kunnen een ernstige impact hebben op de vegetatiesamenstelling ten voordele van meer overstromingstolerante soorten. Bij extreme overstromingen zijn het vooral de kracht en duur die kritisch kunnen zijn en een snellere respons van de plant uitlokken.

doi.org/10.21436/inbor.115522467

Vooral overstromingen in de zomer kunnen een negatieve impact hebben op de vegetatie, bodemnutriënten en biodiversiteit in natte graslanden in een gematigd klimaat. Een lange overstroming kan invertebraten, die in de bodem of strooisel leven en niet aangepast zijn aan onderdompeling, verdrijven of doden. Dit kan dan weer gevolgen hebben voor ondermeer vogels die zich voeden met deze dieren.

Figuur 27: Overstroomde graslanden in de Langemeersen (Oudenaarde) @Vilda, Yves Adams.

Hittegolven en extreme droogte kunnen leiden tot droogtestress en verlaagde grondwatertafels. Deze impact kan verder versterkt worden door andere drukken. Zo kan verdroging in combinatie met een verhoogde beschikbaarheid van stikstof en fosfor in de bodem leiden tot eutrofiëring en verzuring (Joyce et al. 2016).

5.5.1.2 Voorjaarsvorst

In Centraal- en Noord-Europa is de opwarmingssnelheid groter in de winter dan in de zomer.

Hoe reageren graslandsoorten op een opwarming in de winter?
Kreyling et al. (2019) voerden een vier jaar durend experiment uit waarbij ze een zachte opwarming (opwarming van lucht: 0.6°C en bodem: 1.7°C) met infrarood in de winter- en -de zomerperiode simuleerden in een halfnatuurlijk grasland in Duitsland. Als gevolg van de winteropwarming nam de bovengrondse biomassa toe. Dit hebben ze niet waargenomen tijdens de zomeropwarming. Ook de toename van productieve plantensoorten, alsook de bodemademhaling[21] was groter in de winterperiode. Zowel het verlengde groeiseizoen als de gewijzigde soortensamenstelling van de vegetatie zorgden voor een grotere biomassaproductie. De toename van meer productieve soorten kan verder leiden tot een afname van soorten die meer licht nodig hebben. In combinatie met beheereffecten en andere drukken als eutrofiëring kan een winteropwarming leiden tot een biodiversiteitsafname van beschermde graslanden.

Hogere temperaturen in de winter kunnen het groeiseizoen verlengen en de sneeuwbedekking verminderen. Hierbij is er een risico op vorstschade. Door een natuurlijke koudeperiode dalen de minimum bodem- en luchttemperatuur. Vorst heeft een direct effect op planten en microörganismen. En vorsttolerantie is verschillend naargelang de plantensoort. Dit kan dus een selectieve driver zijn die leidt tot een verandering in soortensamenstelling. Vorstschade kan de effecten van een winteropwarming mitigeren, maar lijkt van tijdelijke aard te zijn voor koude gematigde ecosystemen. Het lijkt erop dat de toekomstige opwarming in de winter de ecosysteemprocessen zal blijven stimuleren (Kreyling et al. 2019).

5.5.1.3 Droogtestress en hitte

Door klimaatverandering zullen neerslagpatronen veranderen en zal de frequentie en intensiteit van droogte globaal toenemen (Williams et al. 2020). Graslanden voorzien vele ecosysteemdiensten als het behoud van water, biodiversiteit, klimaatregulatie, voedsel voor vee en koolstofopslag. Ze zijn echter zeer gevoelig voor veranderingen in neerslagregimes (Maurer et al. 2020).

Hoe reageren graslandplanten op klimaatextremen zoals droogte?
De respons van planten verschilt naargelang de intensiteit van de droogte. Planten gestresseerd door een milde droogte vertragen eerder hun groei dan hun fotosynthese of de opname van nutriënten via de wortels (Brunner et al. 2015). Dit resulteert in meer koolhydraten en stikstof in de bladeren die anders gebruikt worden voor groei.
Wanneer planten gestresseerd worden door een ernstige droogte, houden ze hun huidmondjes langer toe om waterverlies te beperken. Hierdoor worden er minder suikers aangemaakt en worden er minder nutriënten opgenomen (Bartlett et al. 2016, Xiao et al. 2024).

[21] Bodemademhaling of heterotrofe respiratie is de vrijstelling van CO2 door ontbinding van strooisel (takken, bladeren, enz) in de bodemlaag (VITO, 2002)

De gevoeligheid van graslanden voor extreme droogte kan verschillen tussen sites, regio's en continenten afhankelijk van verschillen in de geschiedenis van de site, structuur in de gemeenschap, neerslagregimes, variatie in temperatuur en bodemeigenschappen (Smith et al. 2022).
Functionele planteigenschappen geven inzicht in de kracht en karakteristieken van plantinteracties onder droogtestress (Song et al. 2023). We gaan hierna verder in op functionele bladeigenschappen en de verdeling van biomassa als respons op een droogteperiode.

Wat is het effect van droogte op bladeigenschappen?
Een blad is een belangrijk plantonderdeel voor fotosynthese. Het heeft een groot contactoppervlak met de omgeving, is sensitief en heeft een sterke fenotypische plasticiteit[22]. Daarom zijn bladeigenschappen goede indicatoren om overlevingsstrategieën van planten onder veranderende omgevingscondities in beeld te brengen. Onder droogtestress zullen bladeren een afweging maken tussen functionele eigenschappen die groei bevorderen of deze die stress tolereren. Bladeren met een groter bladoppervlakte hebben een grotere oppervlakte voor lichtabsorptie en kunnen hun fotosynthetische capaciteit vergroten. Dit leidt tot een snelle groei van planten. Maar een groter bladoppervlak leidt ook tot een grotere transpiratie[23] kost. In droge regio's hebben planten de neiging om hun bladoppervlak eerder te reduceren en zo ook de transpiratie. Planten met een hoge specifieke bladoppervlakte promoten de groeisnelheid in planten. Planten met een lage specifiek bladoppervlakte gebruiken eerder een stresstolerantie strategie door bijvoorbeeld kleine, stevige bladeren aan te maken die weerstand bieden tegen droogte (Wang et al. 2024).

Song et al. (2023) gebruikten ook bladeigenschappen in hun onderzoek. Ze onderzochten de impact van een 4 jaar durende experimentele droogte op twaalf graslandgemeenschappen die gelegen zijn langs een neerslag gradiënt verspreid over Oost-Azië en Noord-Amerika. Ze berekenden het gewogen gemiddelde per graslandgemeenschap[24] en de diversiteit van twee functionele planteigenschappen[25] : de specifieke bladoppervlakte en de hoeveelheid stikstof (N) in het blad. Beide eigenschappen zeggen iets over de wijze waarop planten omgaan met de aanwezige grondstoffen en droogtestress. Planten met een lage specifieke bladoppervlakte en een lage hoeveelheid N in het blad zijn minder droogtegevoelig en kunnen langer standhouden tijdens een droogteperiode. Planten met een hoge specifieke bladoppervlakte en de hoeveelheid stikstof (N) in het blad hebben vaak een strategie om droogte te vermijden: bijvoorbeeld vroeg bloeiende eenjarigen of struiken die vaak dieper liggend bodemwater kunnen bereiken (Griffin-Nolan et al. 2019). Gemeenschappen met een hoge functionele diversiteit zijn meer gebufferd tegen het verminderen van graslandfuncties gedurende droogte. Grondstoffen kunnen beter verdeeld worden (Song et al. 2023).
Song et al. (2023) vonden dat experimentele droogte in de meeste graslanden van Noord-Amerika en de nattere delen van Oost-Azië het gewogen gemiddelde van de specifieke bladoppervlakte en bladstikstof significant doet toenemen, maar zagen een afname in de matig tot droge delen van

[22] mogelijkheid van een organisme om zijn fenotype aan te passen als reactie op omgevingsfactoren. Het fenotype is het totaal van alle waarneembare eigenschappen (kenmerken) van een organisme.
[23] verdamping van waterdamp uit de huidmondjes van planten.
[24] gemiddelde waarde van een planteigenschap rekening houdend met de relatieve abundantie van elke soort binnen de gemeenschap.
[25] variatie in waarden van een planteigenschap binnen een gemeenschap.

Oost-Azië. Er zijn dus verschillende responsmechanismen: in Noord-Amerika en de nattere delen van Oost-Azië eerder een strategie om droogte te vermijden, in de drogere delen van Oost-Azië eerder droogtetolerant. De respons van de graslandgemeenschap is voornamelijk site- en regiospecifiek. Droogte zorgde voor een significante afname van de functionele rijkdom en een toename van functionele gelijkmatigheid en verspreiding in de meeste sites over de verschillende continenten.

Xiao et al. (2024) demonstreerden met hun studie dat droogte indirect de smakelijkheid voor insecten beïnvloedt door sterk veranderende planteigenschappen. De respons van planten was verschillend: elke soort had zijn unieke respons.

Wat is het effect van droogte op de biomassa in graslanden?
Planten reageren op veranderende omstandigheden door hun biomassa en de verdeling van biomassa in de plant aan te passen. Om maximale fitness[26] te bereiken investeren planten meer biomassa in organen die schaarse bronnen moeten bereiken, zoals water, nutriënten of licht. Zo hebben verschillende studies aangetoond dat planten meer biomassa in wortels investeren om de wateropname te verbeteren als die gelimiteerd is (Wang et al. 2024).

5.5.1.4 Invasieve exoten

Graslanden zijn een kwetsbare habitat voor invasieve exoten (Catford and Jones 2019).

Hoe kunnen we gedegradeerde graslanden herstellen en tegelijk de uitbreiding van invasieve exoten tegengaan?
Saradi (2024) onderzocht lange termijn veranderingen bij eenjarige en meerjarige invasieve exoten in drie graslandexperimenten. In 8 sites op zandige gronden in Hongarije werden herstelmaatregelen uitgevoerd: zaaien van inheemse soorten, maaien en toevoeging van suiker en zaagsel als optimale koolstofbron. De plots werden gedurende 17-25 jaar opgevolgd.
Bij graslandherstel zijn de afwezigheid van een zaadbank en knelpunten voor dispersie van zaden een groot probleem. Gedegradeerde habitats hebben vaak nood aan geassisteerde migratie of introductie van soorten. Door het zaaien met inheemse soorten wordt voorrang gegeven aan inheemse soorten voor vestiging in het grasland.
Saradi vond dat inzaaien met inheemse soorten een effectieve tool kan zijn om schrale graslanden op zandige bodem te herstellen en de weerstand te verhogen tegen invasie van soorten. Inzaaien kan een verdere verspreiding van eenjarige invasieve exoten tegengaan. Dit was echter niet het geval voor meerjarige invasieve exoten. Saradi (2024) vond dat de bedekking van overblijvende invasieve exoten toenam in de tijd onafhankelijk van de toegepaste maatregelen. Bij het maaien van een grasland met invasieve exoten moeten we ook opletten dat we niet te veel verstoringen creëren die snel gekoloniseerd kunnen worden door invasieve exoten.
De mate waarin een invasie gebeurt is afhankelijk van de eigenschappen van de habitat, het invasieve potentieel van de invasieve exoten, de hoeveelheid zaden die worden verspreid en de structuur van het omringende landschap. Vooral de grootte en perimeter van de habitatvlek in het

[26] geschiktheid van een individu of genotype om zich binnen een bepaalde omgeving voort te planten (Wikipedia).

landschap en de afstand tot de zaadbronnen van invasieve exoten zijn belangrijke kenmerken die een succesvol herstel beïnvloeden. Een hoge invasieve propagule druk vanuit het landschap kan de kansen op een succesvol herstel negatief beïnvloeden (Saradi 2024).

Uitheemse invasieve soorten gaan in competitie met inheemse soorten. Meestal wordt enkel de bovengrondse competitie belicht.

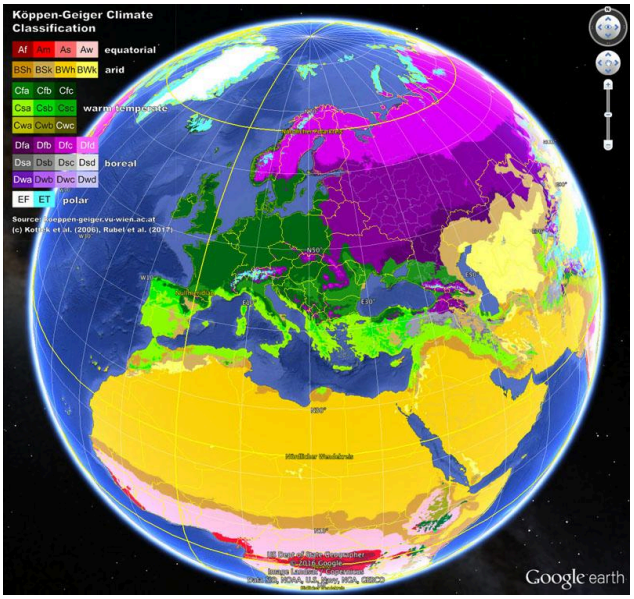
Is er ook ondergrondse competitie tussen invasieve exoten en inheemse soorten?
Broadbent et al. (2013) demonstreren het belang van ondergrondse competitie tussen uitheemse invasieve soorten en inheemse soorten. Ze bestudeerden 3 soorten uitheemse invasieve en niet-invasieve grassen in Nieuw Zeeland en vonden competitie tussen de wortels van uitheemse invasieve en niet-invasieve grassen.

5.5.1.5 Gecombineerde effecten met andere drukken: effecten op koolstofvoorraden in de bodem

Graslanden hebben potentieel om atmosferische CO2 op te slaan als stabiel koolstof (C) in de bodem (Reid et al. 2004) en kunnen zo bijdragen aan het verminderen van de door mensen veroorzaakte emissies van broeikasgassen (klimaatmitigatie).
De hoeveelheid koolstof die onder grasland wordt opgeslagen wordt grotendeels bepaald door de bodemtextuur, het klimaat, de verandering in landgebruik en het type uitbating. Zo houden kleibodems meer koolstof vast dan zandige bodems (ILVO 2017).

Wat is het effect van warmte op koolstoffluxen?
Wang et al. (2019) voerden een meta-analyse uit om de respons van een experimentele toename van warmte op koolstoffluxen na te gaan. Dit resulteerde in een dataset met gegevens van koolstoffluxen en bodemrespiratie afkomstig van 70 sites, drie graslandtypes (koud, gematigd en semi-droog), verschillende methoden om de temperatuur te doen toenemen en een verschillen in duur van de experimenten (≤3 jaar versus >3 jaar). Voor de indeling in graslandtypes gebruikten ze de Köppen-Geiger klimaatclassificatie (Kottek et al. 2006).

Als we naar onderstaande kaart kijken dan situeren de semi-droge graslanden zich in de gele kleur, de gematigde in de groene kleur en de koude in de paarse kleur. België behoort tot de gematigde graslanden ('C'-klimaat). Wij hebben te maken met een gematigd zeeklimaat. Kenmerkend voor de C-klimaten is dat deze vochtig zijn (te nat voor een B-klimaat) en relatief gematigde temperaturen kennen. Langdurige extreem hete of zeer koude periodes zijn zeer ongebruikelijk bij de gematigde C-klimaten. Kortere periodes met extreem weer kunnen wel voorkomen (klimaatinfo 2024).



Figuur 28: Köppen-Geiger klimaatclassificatie (klimaatinfo 2024).

Over alle sites heen werd de jaarlijkse bodem- en luchttemperatuur met 1.8 ±1.0 °C en 2.0°C ± 1.3°C omhoog gebracht. Dit had slechts een klein effect op de jaarlijkse gemeten bodemvocht: een daling van 2.4% ± 2.0%.

Een experimentele stijging van de warmte stimuleerde de plant productie (de netto primaire productiviteit[27]), zowel bovengronds als ondergronds in alle graslandtypes. Ook de bodemrespiratie nam toe. De bodemrespiratie is de som van autotrofe en heterotrofe respiratie. Hogere respiratie wijst op C verliezen. De mate waarin graslanden beïnvloed worden verschilt volgens het graslandtype.

De fluxen zijn het grootst in koude graslanden met een netto koolstofopslag (C-opslag: een significante toename van 24,9%). In gematigde graslanden was er een kleinere significante toename van de plantproductie en bodemademhaling, maar geen significante C-opslag of -verlies. De auteurs vonden een gemengde respons. In semi-droge graslanden zijn geen significante veranderingen van koolstoffluxen gevonden. Dit graslandtype vertoonde wel een tendens tot afnemende fluxen bij toenemende temperatuur.

Er werd een stimulerend effect van warmte op de plantproductie en bodemrespiratie waargenomen, zowel op korte als op lange termijn. De toename van bovengrondse primaire productie neemt wel af op langere termijn (na drie jaar) in koude en gematigde graslanden. Ook de bodemrespiratie werd enkel in de eerste drie jaar in koude graslanden door experimentele opwarming significant gestimuleerd. Hierbij moet wel worden vermeld dat er een minder groot aantal locaties onderzocht

[27] De hoeveelheid CO2 die door vegetatie uit de atmosfeer wordt opgenomen en nodig is voor de groei van de planten middels fotosynthese wordt aangeduid als de bruto primaire productiviteit (BPP). CO2 wordt evenwel door dezelfde vegetatie opnieuw uitgestoten in de atmosfeer door autotrofe ademhaling (de zogenaamde onderhoudsverliezen) en door ontbinding van strooisel (takken, bladeren, enz) in de bodemlaag, kortweg bodemrespiratie of heterotrofe respiratie genoemd. In deze context wordt **netto primaire productiviteit (NPP)** van vegetatie uitgedrukt als de bruto fotosynthese of bruto primaire productiviteit verminderd met autotrofe ademhaling (VITO, 2002).

werd met lange-termijn experimenten, waardoor meer onzekerheden ontstaan. Deze afnemende respons kan het resultaat zijn van twee mechanismen. Enerzijds leidt een opwarming tot een toenemende afbraak van strooisel en bodemorganisch materiaal en stikstof (N) mineralisatie. Er zijn dan meer nutriënten beschikbaar voor plantengroei. Op langere termijn kan deze versnelde afbraak en stikstofopname leiden tot een afname in C-en N-voorraden in de bodem. Ook is al aangetoond dat opwarming leidt tot N-verliezen en een gereduceerde N-beschikbaarheid voor plantengroei (Wu et al. 2012). Dus de plantproductie kan gelimiteerd worden door een verminderde stikstof beschikbaarheid. Anderzijds kunnen er ook veranderingen optreden in de microbiële en plantensoorten samenstelling. Zo zijn kruiden met diepe wortels meer competitief onder warmte geïnduceerde droogte en gelimiteerde N-beschikbaarheid (Xia et al. 2009).
In semi-droge en gematigde graslanden was de ondergrondse heterotrofe en autotrofe respiratie meer gevoelig dan de bruto primaire productie[28], terwijl het omgekeerde geobserveerd werd voor koude graslanden. Dit kan voor de semi-droge en gematigde graslanden op termijn leiden tot koolstofverlies, tenzij bodemvocht of de beschikbaarheid van nutriënten de grootte van beide C-fluxen tegenwerkt.
De verschillen in C-fluxen tussen de verschillende graslandtypen kwamen meer overeen met verschillen in gemiddelde jaarlijkse temperatuur en verschillen in plant functionele types dan met verschillen in gemiddelde jaarlijkse neerslag. Warmte geïnduceerde veranderingen in bruto en netto primaire productie waren negatief gecorreleerd met de gemiddelde jaarlijkse temperatuur. Vandaar ook een hogere sensitiviteit van C-fluxen ten aanzien van een opwarming in graslanden in een koudere omgeving.

Wat is de impact van landgebruik op koolstofopslag?

Hoe langer grasland op eenzelfde perceel blijft aanliggen, hoe meer koolstof er in de bodem wordt opgeslagen. Bodems onder akker slaan minder koolstof op, omdat de bodem sterk verstoord is door bodembewerking (ILVO 2017). Meer zuurstof, licht en een hogere temperatuur zorgen ervoor dat het organisch materiaal sneller wordt afgebroken. Een intensieve oogst verwijdert ook veel organisch materiaal, dus de inputs naar de bodem zijn laag.
Wisselbouw neemt een intermediaire positie in. De hoeveelheid koolstof die onder wisselbouw wordt opgebouwd hangt af van het aandeel grasland in de rotatie; Hoe hoger dit aandeel, hoe meer koolstof kan worden vastgelegd. Andere voordelen van wisselbouw zijn het bemestingseffect, een betere bodemstructuur en -kwaliteit en het helpen voorkomen van problemen met fytoresistentie (ILVO 2017).

Wat is de impact van begrazing op koolstofopslag?

Abdalla et al. (2018) voerden een kritische review en meta-analyse uit met 83 begrazingstudies, in 164 sites over verschillende landen en klimaatzones. Ze vonden een afname in koolstofvoorraden bij een hogere begrazingsintensiteit wanneer er geen rekening gehouden werd met klimaatzones. Een hoge begrazingsintensiteit kan de netto primaire productie doen afnemen en zorgt voor een verlies van smakelijke, breedbladige soorten. Hierdoor kunnen onsmakelijke, smalbladige soorten gaan

[28] De hoeveelheid CO2 die door vegetatie uit de atmosfeer wordt opgenomen en nodig is voor de groei van de planten middels fotosynthese wordt aangeduid als de **bruto primaire productiviteit (BPP)** (VITO, 2002).

domineren. Het strooisel van deze planten heeft een lagere kwaliteit voor bodem micro-organismen en fauna. Ook kan een hoge begrazingsintensiteit de fungi/bacteriën ratio veranderen naar een grotere dominantie van fungi. Die zijn meer bestand tegen een droogteperiode en seizoenale schommelingen in bodemvocht dan bacteriën.
De invloed van begrazing op de koolstofvoorraden in de bodem verschilt echter volgens klimaatzone door de interacties met omgevingsvariabelen zoals temperatuur en neerslaghoeveelheden. Begrazing beïnvloedt zowel de C- als N-cyclus in de bodem. Enerzijds consumeren dieren koolstof van het systeem, anderzijds is er ook een return via urine en uitwerpselen. De kwaliteit van urine en uitwerpselen, het graasgedrag en het uitgevoerde beheer beïnvloeden de hergroei van graslandsoorten. En dit verschilt volgens de klimaatzone en het aandeel C3[29]- of C4[30]-soorten. C3-planten kunnen groeien in zowel natte als droge omstandigheden en hebben een hogere tolerantie voor vorst dan C4-soorten. C4-soorten zijn meer aangepast aan warme of hete omstandigheden. De voedselkwaliteit is vaak hoger voor grazers (NSW Government 2024). Abdalla et al. (2018) vonden een verminderde koolstofopbouw wanneer graslanden gelegen zijn in droge gebieden (jaarlijkse precipitatie $\leqq$ 500 mm) met een hoge graasintensiteit en veel C3-soorten bevatten. Terwijl ze een toename van de koolstofvoorraden vonden in C4-graslanden. Onder een meer koel (gematigd en boreaal klimaat) en vochtig (jaarlijkse precipitatie > 500 mm) klimaat waar de bodem voor langere perioden vochtig is en de temperatuur laag, leidde begrazing tot een afname van de koolstofvoorraden in de bodem. Veel neerslag vermindert de microbiële biomassa. Vertrappeling zou ook de afbraak van organische materiaal bevorderen door vernietiging van bodemaggregaten door mechanische stress, verandert de bodemgemeenschappen in de bodem (lagere fungi/bacterie verhouding) en vermeerdert denitrificatiesnelheden en N verliezen (Su et al. 2005; Jones et al. 2016).
Terwijl begrazing tijdens de warmere maanden goed is voor behoud van plantendiversiteit en opslag van voedingsstoffen in de toplaag van de bodem, kan de begrazing in het koudere seizoen voorraden van C en N in diepere bodemlagen bevorderen (Gao-Lin et al. 2017).
Abdalla et al. (2018) besluiten dat als begrazing en grassoorten optimaal worden ingezet we koolstof- en stikstofvoorraden in de bodem significant kunnen doen toenemen. De graasintensiteit moet afgestemd worden op lokale klimaat- en omgevingscondities en het graslandtype. Planten met een dieper en uitgebreider wortelsysteem (zoals Festulolium, trosraaigras) kunnen bronnen efficiënter gebruiken. Ze kunnen water en voedingsstoffen beter vasthouden en kunnen biomassa-opbrengsten en koolstofvoorraden verbeteren (Kjell 2011; Humphreys et al. 2003).

Eze et al. (2018) vonden een significante reductie van koolstofvoorraden in beheerde graslanden, vooral door begrazing en in mindere mate door toevoeging van meststoffen en bekalking. Ze voerden een meta-analyse uit van 341 datasets. Deze effecten waren het grootst in de tropen (te wijten aan intense begrazing) en het kleinst in de gematigde zone. In de gematigde streken wordt dit negatieve effect minder naarmate de jaarlijkse temperatuur en de gemiddelde jaarlijkse neerslag stijgt. Een

[29] De term verwijst naar het pad dat de plant gebruikt om CO2 op te nemen tijdens de fotosynthese. Het eerste product van de koolstoffixatie bevat een molecule met 3 C's.
[30] De term verwijst naar het pad dat de plant gebruikt om CO2 op te nemen tijdens de fotosynthese. Het eerste product van de koolstoffixatie bevat een molecule met 4 C's (NSW Government 2024).

toename van de temperatuur zorgt voor een verlenging van het groeiseizoen, waardoor er meer plantengroei is en toevoeging van koolstof naar de bodem (Chang et al. 2016). Dit suggereert dat koolstofvoorraden in bodems in gematigde streken eerder robuust zijn en bestand tegen stijgende temperatuur.
Intensieve begrazing resulteerde in een afname van koolstofvoorraden in de bodem. Dit is vooral te wijten aan een grotere verwijdering van vegetatie en een beperkte return van strooisel naar de bodem. Volgens Soussana et al. (2007) keert 25-40% van de koolstof die door dieren wordt geconsumeerd, terug naar het grasland via uitwerpselen van de dieren. De aanwezigheid van uitwerpselen leidt niet altijd tot een toename van bodemkoolstof. Uitwerpselen en urine stimuleren een grotere microbiële activiteit, wat kan leiden tot een meer afbraak van organisch materiaal en verlies van bodemkoolstof (Grayston et al. 2004). De verwijdering van planten door begrazing kan op sommige plaatsen leiden tot meer erosie door wind of regen en zo ook koolstofverlies. Vertrappeling kan dan weer leiden tot meer bodemcompactie en verminderde infiltratie, wat kan leiden tot een grotere run-off van bodemkoolstof naar oppervlaktewateren (Marshall et al. 2014).

Bai & Cotrufo (2023) vonden op basis van recente studies dat de koolstofvoorraden in natuurlijke graslanden begraasd door grote grazers konden toenemen. Dit komt doordat de grazers zich verplaatsen door het landschap en enkel voor een korte periode op een bepaalde plek blijven grazen. Hierdoor kan de plantenbedekking, diversiteit en productiviteit behouden blijven met aanwezigheid van soorten met diepe wortels, microbiële activiteit en bodemfauna die zorgen voor vermenging van de bodem. Ook zij geven aan dat grootte en de richting van het effect van begrazing op de koolstofvoorraden varieert ondermeer met de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem, weersomstandigheden, graslandtype, type grazers, duur van begrazing en de densiteit van grazers.
Onderstaande figuur toont dat lichte begrazing (seizoenale en roterende begrazing) kunnen zorgen voor koolstofopslag en dat zwaardere continue begrazing eerder een negatieve impact heeft op koolstofopslag.

Onderzoek uit eigen land uitgevoerd door ILVO (2017) geeft aan dat begrazing kan leiden tot een grotere koolstofopbouw dan wanneer er uitsluitend gemaaid wordt. Bij maaien verdwijnt een groot deel van de koolstof via hooi. Onder grazen wordt koolstof gerecycleerd via mest en het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel en een betere stoppel (Mestdagh et al. 2006). Zowel een te intensief als een te extensief beheer kan de koolstofopbouw onder grasland kunnen afremmen. Bij het eerste wordt de graszode te veel uitgeput, waardoor de plant minder koolstof kan vastleggen. Bij een te extensief beheer kan er een versnelde koolstofmineralisatie zijn als gevolg van een gebrek aan nutriënten.
Het effect van begrazing op andere broeikasgassen zoals CH4 en N2O moet verder onderzocht worden (ILVO 2017).

De hogere koolstofopbouw onder grazen wordt verklaard door de ‘recyclage’ van koolstof via de mest van de grazers en het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel en een betere stoppel. Bij maaien verdwijnt een groot deel van de koolstof via hooi of silage. De combinatie maaien gevolgd door grazen blijkt een tussenpositie in te nemen. Ook de intensiteit van de uitbating oefent invloed

uit. Zowel een te intensief beheer (hoge bemestingsdosis in combinatie met hoge veebezetting en/of frequentie van maaien) als een te extensief beheer (lage bemestingsdosis in combinatie met lage veebezetting en/of frequentie van maaien) kunnen de koolstofopbouw onder grasland afremmen. Een te intensief beheer put de graszode te veel uit waardoor de plant minder koolstof kan vastleggen in wortels en stoppel. Een te extensief beheer kan dan weer leiden tot een versnelde koolstofmineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Een intermediair beheer wordt dan ook naar voor geschoven als het optimum voor koolstofopbouw onder grasland.

Wat is de impact van bemesting op koolstofopslag?

Het toevoegen van meststoffen om de productiviteit van graslanden te verbeteren leidt volgens Eze et al. (2018) niet tot een toename van koolstofopslag in de bodem, wanneer er intensief begraasd wordt.

ILVO vond dat dierlijke mest tot een hogere koolstofopbouw leidt dan louter mineraal bemesten. En runderdrijfmest voegt meer koolstof toe aan de bodem dan varkensdrijfmest. Voor meer schrale graslanden moet natuurlijk ook rekening gehouden worden met de aanreiking van nutriënten in het systeem (ILVO 2017).

Wat is de impact van een verhoogde frequentie van branden op koolstofopslag?

Volgens Bai & Cotrufo (2023) kan een verhoogde frequentie van branden door klimaatverandering de lange termijn koolstofvoorraden in de bodem substantieel verminderen door een verhoogde limitatie van voedingsstoffen. Dit onderdrukt de plantengroei en koolstofinput. Diepere bodemlagen worden minder beïnvloed door veranderingen in frequentie van branden.

5.5.2 Klimaatadaptieve maatregelen voor graslanden

De hierna weergegeven klimaatadaptieve maatregelen voor graslanden hebben vooral als doel om de schade ten gevolge van klimaatverandering te beperken en de veerkracht te vergroten. Vele graslanden zijn klein in oppervlakte en liggen geïsoleerd, waardoor ze gevoelig zijn voor externe drukken.

- We geven prioriteit aan het vergroten van de oppervlakte. We streven naar een hogere biodiversiteit, grotere heterogeniteit (verschillen in structuur, landschappelijke gradiënten, …), reductie van milieudrukken en we versterken de connectiviteit tussen bestaande graslanden in een groter netwerk. Doelstellingen worden best gekaderd in een lange-termijn visie enerzijds en anderzijds zijn we best flexibel met onze beheersmaatregelen. Er is meer flexibiliteit nodig bij de toepassing van beheersmaatregelen als graas- en maaidata. Zowel de intensiteit als de data kunnen gewijzigd worden als respons op lange termijn veranderingen alsook op de seizoenale variabiliteit in vegetatiegroei of populatieverschuivingen (Natural England and RSPB 2014).
- Optimaal beheer van sites die als potentiële uitwijkplaatsen kunnen dienen: complexe micro-topografie, hoge soortendiversiteit, lage nutriëntenlevels, zones die voor afkoeling zorgen zoals hellingen die naar het noorden zijn gericht (Natural England and RSPB 2014).

- Op sites die gevoelig zijn voor hittestress of droogte kunnen enkele struiken zorgen voor schaduw. Schaduwplekken kunnen als micro-refugia dienen voor een aantal invertebraten (Natural England and RSPB 2014).
- Vermijdt onder- en overbegrazing bij begraasde percelen. Wijzig het graasschema volgens veranderingen in bloeidata die te wijten zijn aan klimaatverandering. Vermijdt toevoeging van meststoffen op soortenarme graslanden (Natural England and RSPB 2014).
- Voor natte graslanden is voldoende buffer nodig in vocht- en/of watervoorziening en een goede waterkwaliteit voor graslanden die overstroomd worden of onder water komen te staan. Hiervoor zijn ingrepen op perceelsniveau als in het stroomgebied nodig (Natural England and RSPB 2014). In valleigebieden kan de sponswerking hersteld worden: water wordt vastgehouden en terug vrijgegeven in natte en droge omstandigheden.
- Monitor en controleer de spreiding van (potentieel) uitheemse invasieve soorten.
- Omvorming van akker naar grasland zorgt voor minder verstoring door grondbewerkingen en vergroot de input van koolstof via de wortels naar de bodem (Wu et al. 2017; Bai & Cotrufo 2023) .
- Het is belangrijk om te streven naar een hoge plantendiversiteit. Een hoge plantendiversiteit zorgt voor een toename van koolstofvoorraden in de bodem. Dit zorgt voor een toename van de ondergrondse koolstofinput (wortelbiomassa, wortelafscheidingen) en stimuleert microbiële groei (Chen et al. 2018, Bai & Cotrufo 2023).
- In artificiële graslanden kan rekening gehouden worden met een combinatie van grassen en vlinderbloemigen. Vlinderbloemigen vergroten de koolstof- en stikstofvoorraden in de bodem door een toename van bovengrondse en ondergrondse biomassa en bodem C en N input. Ze vergroten ook de C:N ratio (Chen et al. 2018).
- Een lichte tot matige graasintensiteit kan de koolstofvoorraden in de bodem doen toenemen. Maar de grootte en de richting van het effect zijn contextafhankelijk en hangt af van factoren zoals het klimaat, de vegetatiegemeenschap en bodemeigenschappen. Graslanden met adaptieve multi-paddock begrazing hebben grotere koolstof- en stikstofvoorraden in vergelijking met graslanden met een continue of vrije begrazing (Bai & Cotrufo 2023). Adaptief beweiden met meerdere paddocks is een vorm van rotatiebegrazing waarbij veel dieren gedurende een zeer korte periode op een klein oppervlak mogen grazen. Daarna laat men het begraasde gebied gedurende een lange periode herstellen. Het voordeel is dat de dieren niet selectief kunnen grazen aangezien ze met velen zijn op een zeer kleine oppervlakte, zodat de weide gelijkmatig wordt begraasd en vervolgens lange tijd met rust wordt gelaten om te herstellen (Wikifarmer 2024).
- Schapenbegrazing heeft een grotere negatieve impact op koolstofvoorraden dan begrazing met vee. De impact is groter in de toplaag van de bodem dan in de onderliggende bodemlagen (Bai & Cotrufo 2023).
- Bij graslanden met een maaibeheer kan variatie in vegetatiestructuur worden bekomen door niet het volledig grasland te maaien. Via gefaseerd beheer wordt een deel van het grasland niet gemaaid (De Becker et al. 2022). Gefaseerd maaien kan door te maaien in blokken of te maaien volgens een golvend patroon (sinusbeheer). Door toepassen van sinusbeheer is de lengte van de maailijn binnen het grasland hoger dan bij blokbeheer. Bovendien is de

maailijn bij sinusbeheer golvend terwijl dit een rechte lijn is bij blokbeheer. Door het meanderend verloop en grotere lengte valt te verwachten dat er onder sinusbeheer meer windluwe tot net wind geëxposeerde zones en beschaduwde tot zon geëxposeerde zones in de vegetatie ontstaan (Stip & Wallis de Vries 2024). Dit kan zorgen voor een verhoogde variatie in temperatuur en relatieve vochtigheid bij sinusbeheerde graslanden ten opzichte van blokbeheerde graslanden. Er is dus het vermoeden dat een grotere variatie aan microklimaat aanwezig kan zijn bij sinusbeheerde graslanden. Dit kan ervoor zorgen dat er meer geschikte microhabitats aanwezig zijn voor diverse soortgroepen onder verschillende meteorologische omstandigheden.

5.5.3 Literatuur

Abdalla M., Hastings A., Chadwick D.R., Jones D.L., Evans C.D. & Jones M.B., Rees R.M. & P. Smith (2018). Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. Agriculture Ecosystems & Environment. 253. 62-81. DOI: 10.1016/j.agee.2017.10.023.

Bai Y., M. & Cotrufo M.F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. Science 377, 603–608.

Bartlett M.K., T. Klein, S. Jansen, B. Choat, and L. Sack (2016). “The Correlations and Sequence of Plant Stomatal, Hydraulic, and Wilting Responses to Drought.” Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 113(46): 13098–103.

Brunner I., C. Herzog, M. A. Dawes, M. Arend, and C. Sperisen (2015). “How Tree Roots Respond to Drought.” Frontiers in Plant Science 6: 547.

Byrnes R. Tate K. & Roche, L. (2018). A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. Journal of Environment Quality. 47. 10.2134/jeq2017.08.0313.

Catford J.A. & Jones L. (2019). Grassland invasion in a changing climate. In Gibson DJ & Newman JA(Eds.) Grasslands and Climate Change, Ecological Reviews, Cambridge University Press. 149-171.

Chang J., Ciais P., Viovy N., Vuichard N., Herrero M., Havl P., Wang X., Sultan B., Soussana J. (2016). Effect of climate change, CO2 trends, nitrogen addition, and landcover and management intensity changes on the carbon balance of European grasslands. Global Change Biol. 22, 338–350.

Chen S., W. Wang, W. Xu, Y. Wang, H. Wan, D. Chen, Z. Tang, X. Tang, G. Zhou, Z. Xie, D. Zhou, Z. Shangguan, J. Huang, J. He, Y. Wang, J. Sheng, L. Tang, X. Li, M. Dong, Y. Wu, Q. Wang, Z. Wang, J. Wu, F.S. Chapin, Y. Bai. (2018). Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 115 (16) 4027-4032, https://doi.org/10.1073/pnas.1700298114.

De Becker P., Van Uytvanck J. & Van de Meuter F. (2022). Graslandbeheer. In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G. & Hoffmann M. (2022). Natuurbeheer: Praktijk en wetenschap hand in hand. Sterck & De Vreese: Gorredijk.

Eze S., Palmer S.M., Chapman P.J. (2018). Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. Journal of Environmental Management 223 (2018) 74–84.

Grayston S.J., Campbell C.D., Bardgett R.D., Mawdsley J.L., Clegg C.D., Ritz K., Griffiths B.S., Rodwell J.S., Edwards S.J., Davies W.J., Elston D.J., Millard P. (2004). Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity using CLPP, PLFA and community DNA techniques. Appl. Soil Ecol. 25, 63–84.

Griffin-Nolan R., Blumenthal D., Collins S., Farkas T., Hoffman A., Mueller K., Ocheltree T., Smith M., Whitney K. & Knapp A. (2019). Shifts in plant functional composition following long-term drought in grasslands. Journal of Ecology. 107. 2133-2148. 10.1111/1365-2745.13252.

Humphreys M.W., Canter P.J., Thomas H.M. (2003). Advances in introgression technologies for precision breeding within the LoliumFestuca complex. Ann. Appl. Biol. 143, 1–10.

ILVO (2017). Mogelijkheden voor koolstofopslag onder gras- en akkerland in Vlaanderen. ILVO MEDEDELING 231. 73 p.

Joyce C. B., M. Simpson, and M. Casanova (2016). Future wet grasslands: ecological implications of climate change. Ecosystem Health and Sustainability 2(9):e01240. 10.1002/ehs2.1240

Jones S.K., Helfter C., Anderson M., Coyle M., Campbell C., Famulari D., Di Marco C., van Dijk N., Topp C.F.E., Kiese R., Kindler R., Siemens J., Schrumpf M., Kaiser K., Nemitz E., Levy P., Rees R.M., Sutton M.A., Skiba U.M. (2016). The nitrogen, carbon and greenhouse gas budget of a grazed: cut and fertilised temperate grassland. Biogeosciences 14, 2069–2088.

Kell D.B. (2011). Breeding crop plants with deep roots: their role in sustainable carbon, nutrient and water sequestration. Ann. Bot. 108, 407–418.

Klimaatinfo (2024). https://klimaatinfo.nl/informatie/klimaatclassificatie-van-koppen/. 15/10/2024.

Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated, Meteorologische Zeitschrift 15(3), p. 259-263.

Kreyling J., Grant K., Hammerl V., Arfin-Khan M. A. S., Malyshev A. V., Peñuelas J., Pritsch K., Sardans J., Schloter M., Schuerings J., Jentsch A., & Beierkuhnlein C. (2019). Winter warming is ecologically

more relevant than summer warming in a cool-temperate grassland. Scientific Reports, 9, 14632. https://doi.org/10.1038/s41598-019-51221-w

Kreyling J., Jurasinski G., Grant K., Retzer V., Jentsch A., & Beierkuhnlein C. (2011). Winter warming pulses affect the development of planted temperate grassland and dwarf-shrub heath communities. Plant Ecology & Diversity, 4, 13-21. ttps://doi.org/10.1080/17550874.2011.558125

Kuglerova M., J. Skuhrovec, and Z. Münzbergova (2019). "Relative Importance of Drought, Soil Quality, and Plant Species in Determining the Strength of Plant–Herbivore Interactions." Ecological Entomology 44(5): 665–677.

Marshall M.R., Ballard C.E., Frogbrook Z.L., Solloway I., McIntyre N., Reynolds B., Wheater H.S. (2014). The impact of rural land management changes on soil hydraulic properties and runoff processes: results from experimental plots in upland UK. Hydrol. Process. 28, 2617–2629.

Maurer G. E., A. J. Hallmark, R. F. Brown, O. E. Sala, and S. L. Collins (2020). "Sensitivity of Primary Production to Precipitation across the United States." Ecology Letters 23: 527–536.

Mestdagh I., Lootens P., Van Cleemput O.,Carlier L. (2006). Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 616-622.

Natural England and RSPB (2014). Climate Change Adaptation Manual. 222 p.

NSW Government (2024). https://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/pastures-and-rangelands/native-pastures/what-are-c3-and-c4-native-grass

Roth N. (2023). Grasslands in a changing climate. Summer drought and winter warming effects grassland vegetation. Stockholm University. 49pp.

Saradi N. (2024). Restorative seeding controls annual invasivespecies, but perennials can thrive in the long termdespite treatments in sand grassland restorationPreprint. DOI:https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4435901/v1

Smith M.D., S.E. Koerner, M.L. Avolio, K.J. Komatsu, S. Eby, E.J. Forrestel, S.L. Collins, and Q. Yu (2022). "Richness, Not Evenness, Varies across Water Availability Gradients in
Grassy Biomes on Five Continents." Oecologia 199: 649–659.

Smith M.D., Wilkins K.D., Holdrege M.C., Wilfahrt P., Collins S. L., Knapp A.K., Sala O.E., Dukes J.S., Phillips R.P., Yahdjian L., Gherardi L.A., Ohlert T., Beier C., Fraser L.H., Jentsch A., Loik M.E., Maestre F.T., Power S.A., Yu Q., ... Zuo, X. (2024). Extreme drought impacts have been underestimated in

grasslands and shrublands globally. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 121(4), e2309881120.

Song L., Griffin-Nolan R.J., Muraina T.O., Chen J., Te N., Shi Y., Whitney K.D., Zhang B., Yu Q., Smith M.D., Zuo X., Wang Z., Knapp A.K., Han X., Collins S.L., Luo W. (2024). Grassland sensitivity to drought is related to functional composition across East Asia and North America. Ecology. Feb;105(2):e4220. doi: 10.1002/ecy.4220. Epub 2024 Jan 9. PMID: 38037285.

Soussana J.F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R.M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) budget of nine European grassland sites. Agric. Ecosyst. Environ. 121, 121–134.

Stip A. & Wallis de Vries M.F. (2024). Effecten van sinusbeheer op de biodiversiteit van Brabantse beekdalgraslanden: resultaten van zes jaar praktijkervaring. Rapport VS2024.003, De Vlinderstichting, Wageningen.

Su Y.Z., Li Y.L., Cui J.Y., Zhao W.Z. (2005). Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. Catena 59, 267–278.

VITO (2002). Global monitoring. https://eo.belspo.be/sites/default/files/applications/surveillance-planetaire_nl_0.pdf

Wang N., Quesada B., Xia L., Butterbach-Bahl K., Goodale C. & R. Kiese. (2019). Effects of climate warming on carbon fluxes in grasslands— A global meta-analysis. Global Change Biology. DOI: 10.1111/gcb.14603.

Wang S. & Zhou H., He Z., Ma D., Sun W., Xu X. & Tian Q. (2024). Effects of Drought Stress on Leaf Functional Traits and Biomass Characteristics of Atriplex canescens. Plants. 13. 2006. 10.3390/plants13142006.

Wikifarmer (2024). https://wikifarmer.com/nl/wat-is-rotatiebegrazing-en-wat-is-adaptieve-multi-paddock-begrazing/

Wild Flower Web - Your Ultimate Guide to Wildflowers in the UK. http://www.wildflowerweb.co.uk

Williams A.P., E.R. Cook, J.E. Smerdon, B.I. Cook, J.T. Abatzoglou, K. Bolles, S.H. Baek, and B. Livneh (2020). “Large Contribution from Anthropogenic Warming to an Emerging North American Megadrought.” Science 368(6488): 314–18.

Wu Z., Dijkstra P., Koch G.W., Hungate B.A. (2012). Biogeochemical and ecological feedbacks in grassland responses to warming. Nature Climate Change, 2, 458–461.

Wu G.L., Liu Y., Tian F. P. & Shi Z. H. (2017). Legumes functional group promotes soil organic carbon and nitrogen storage by increasing plant diversity. Land Degradation & Development 28, 1336–1344.

Xiao X., L.R. Jorge, M. Volf, M. Moos, U. Gélin, S. Finnie, I. Freiberga, et al. (2024). "The Effect of Drought-Induced Leaf Traits on Ficus Leaf Palatability Is Species Specific." Figshare. Dataset. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.25371451.v1.

Xia J., Niu S., Wan S. (2009). Response of ecosystem carbon exchange to warming and nitrogen addition during two hydrologically contrasting growing seasons in a temperate steppe. Global Change Biology, 15, 1544–1556.

G. Zhou, X. Zhou, Y. He, J. Shao, Z. Hu, R. Liu, H. Zhou, S. Hosseinibai (2017). Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. Glob. Change Biol., 23 (2017), pp. 1167-1179

5.6 Moerassen

Jan Wouters

Moerassen en venen vormen een zeer uiteenlopende groep van waterafhankelijke vegetatietypes. Dikwijls kennen moerassen en venen een complexe hydrologie waarbij het water van verschillende oorsprong kan zijn (neerslagwater, grondwater en/of oppervlaktewater). Als gevolg hiervan kunnen moerassen en venen voorkomen in een brede waaier van abiotische condities: van zuur tot basisch, van voedselarm tot voedselrijk en van een jaarrond stabiel waterpeil tot fluctuerende peilen met winterse inundaties (Van der Aa et al. 2015).

5.6.1 Effecten van klimaatverandering op moerassen

Klimaatverandering kan via verschillende wegen inwerken/doorwegen op moerasecosystemen.

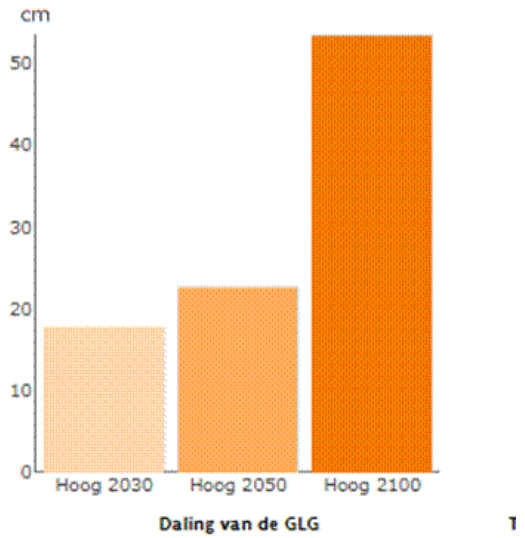
5.6.1.1 Hydrologische veranderingen

Hoe beïnvloeden veranderingen in neerslag moerassen?

In ons gematigde klimaat is er een neerslagoverschot. Een deel van dit overschot infiltreert in de ondergrond en voedt zo de grondwatertafel. De dynamiek van de grondwatertafel en de kwaliteit van het grondwater zijn sleutelfactoren in het duurzaam functioneren van moerassystemen. Zelfs kleine veranderingen in de dynamiek en -kwaliteit kunnen grote gevolgen hebben voor hun ecologische functies en biodiversiteit. Een kleine wijziging kan immers een omslag betekenen van een zuurstofloze naar een zuurstofrijke omgeving, met alle hiermee gepaard gaande directe gevolgen (bijv. betere afbraak van organisch materiaal, diepere beworteling, …) en indirecte gevolgen (gewijzigde nutriëntenhuishouding, bodembuffering, …). De vraag is in hoeverre een wijziging van het neerslagpatroon en/of -hoeveelheid zich vertaalt in een gewijzigde grondwatertafel. Het is een indirecte relatie, waarbij verschillende factoren een rol spelen.

Volgens de recentste klimaatstudie van de VMM zullen door de hogere neerslag in de wintermaanden de hoogste grondwaterstanden licht toenemen tegen 2050. De lagere neerslag in de zomermaanden, in combinatie met de verhoogde verdamping (evapotranspiratie) onder invloed van hogere temperaturen, zorgt daarentegen voor een sterke daling van de laagste grondwaterstanden in de zomermaanden. Omdat de daling van de grondwaterstanden in de zomermaanden sterker is dan de stijging van de grondwaterstanden in de wintermaanden, valt op de meeste plaatsen in Vlaanderen een netto daling van de (jaar)gemiddelde grondwaterstand te verwachten (Figuur 29) (VMM, s.d.).

doi.org/10.21436/inbor.115522467



Figuur 29: Effect van klimaatverandering op niveau van de laagste grondwaterstand (GLG) in een gemiddeld jaar in Vlaanderen (hoog-impact klimaatscenario vergeleken met huidig klimaat) (VMM, s.d.)

De verhoogde neerslaghoeveelheden kunnen tijdens de wintermaanden in moerassen tot minder effectieve grondwaterstijgingen leiden, omdat bij hoge grondwaterstanden een functionerend drainagesysteem (al dan niet natuurlijk) of natuurlijke afvloei zal zorgen voor een aftopping van de grondwaterpeilen. Dit is vooral van toepassing op moerassen met een relatief klein voedingsgebied. Het zijn juist deze gebieden waar we nu reeds klimaatgeïnduceerde droogtestress vaststellen (bv. Schietveld Houthalen-Helchteren)!

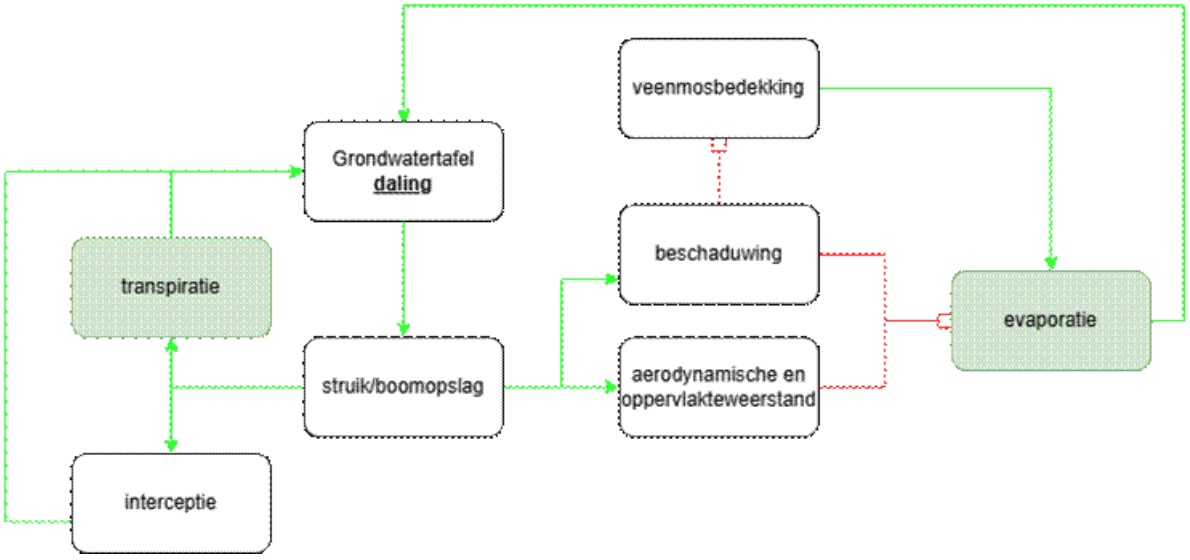
Naarmate het neerslagtekort tijdens de groeiperiode zal stijgen, zal de eventueel hogere grondwateraanvoer (door de hogere neerslag in de wintermaanden) alsmaar minder toereikend zijn om het extra neerslagtekort (verhoogde evapotranspiratie) te kunnen compenseren. We kunnen dus verwachten dat ook in moerassen een daling van de grondwatertafel in de zomer (GLG) kan optreden. Of toch de neiging hiertoe zal hebben. In moerassen zijn er namelijk tal van mechanismen die een daling van de grondwatertafel verder in de hand werken (positieve of versterkende feedback-mechanismen) of tegenwerken (negatieve of compenserende feedback mechanismen).

Waddington et al. (2015) geven een uitgebreid overzicht van deze mechanismen in moerassen. Hoogvenen bezitten meer negatieve regelmechanismen dan laagvenen. Laagvenen hebben er op hun beurt meer dan moerassen op minerale bodems. De meeste regelmechanismen in hoogvenen zullen ervoor zorgen dat een grondwaterdaling zal tegengewerkt worden en dus tot op zekere hoogte kan gestabiliseerd worden. Zo is het bekend dat het levend veengedeelte een veel hogere bergingscoëfficiënt (veel meer water kan opslaan) heeft dan het eronder liggende dode veen. Hierdoor zal eenzelfde onttrekking van water (minder neerslag en/of meer verdamping) de grondwatertafel minder doen dalen. Levende veenmossen zorgen ook voor een aantal negatieve feedbacks. Zo zullen bij uitdroging vele soorten verbleken waardoor het albedo (terugkaatsing van licht) versterkt wordt. Bij deze negatieve feedbacks moet wel de belangrijke kanttekening gemaakt

worden dat deze mechanismen vaak irreversibel zijn. Zo zal door een peilverlaging de veenafbraak gestimuleerd worden, waarbij de dichtheid van de bodem toeneemt die niet alleen voor een bodemdaling zal zorgen (wat op zich al een negatieve feedback is) alsook het (neer- of zijwaarts) watertransport zal bemoeilijken.

Moerassen zonder veenbodems hebben deze negatieve feedbacks in veel mindere mate en hier zal een verminderde watertoevoer dus gemakkelijker leiden tot een effectieve watertafeldaling dan in veengebieden. Die dalingen zijn, in tegenstelling tot venen, wel meer reversibel.

Er kan ook opgemerkt worden dat klimaatopwarming in hogere mate de positieve feedbacks stimuleert dan de negatieve. We gaan om dit te illustreren wat meer in detail in op de invloed die de struik- en boomopslag hebben op de grondwatertafel. Dit is - vooral voor laagvenen/moerassen (Kokkonen et al. 2019) - een belangrijke pathway waar de klimaatopwarming invloed op heeft (Figuur 30).



Figuur 30: Invloed van struik- en boomopslag bij een grondwaterdaling. Groene pijlen wijzen op een toename, rode pijlen op een afname. De groen gekleurde factoren worden gestimuleerd door klimaatopwarming. Naar Waddington et al. (2015).

Een daling van de grondwatertafel bevordert de opslag en groei van struiken en bomen. Met hun diepere wortels kunnen ze de uitbreiding van de zuurstofhoudende bodem optimaal benutten. De productiviteit stijgt waardoor de transpiratie toeneemt die op haar beurt weer de grondwatertafel verder doet dalen. De bosontwikkeling zal ook meer neerslag opvangen wat een bijkomende versterkend feedback op de grondwatertafeldaling heeft.

Anderzijds zijn er ook negatieve feedbacks doordat de bosontwikkeling de evaporatie zal temperen: zo krijgt door een toegenomen beschaduwing de bodem minder energie. Hierdoor zal minder water verdampen. Het landschap kan ook ‘ruwer’ worden waardoor de verdamping van water meer

weerstand ondervindt en vermindert. Indirect zal door de beschaduwing ook de veenmosbedekking minder energie ontvangen waardoor ook hier de evaporatie[31] zal temperen.

Niet alleen de wijzigingen in de totale hoeveelheid neerslag kunnen een effect hebben, ook wijzigingen in het neerslagpatroon. Zo kan een verminderde neerslag in de groeiperiode een grotere impact hebben, ook al blijft de totale hoeveelheid stabiel (Renaud et al. 2025). Ook werd aangetoond dat bij een groter neerslagtekort in de zomer de afbraak van laagveen nog een tijd (een maand) naijlde (Brouns 2016).

Hydrologische wijzigingen kunnen ook een grote weerslag hebben op de balans van opname of vrijstelling van broeikasgassen. Günther et al. (2020) hebben het effect van verschillende herstelscenario's op het wereldwijde opwarmingsvermogen onderzocht. Ze analyseerden de gevolgen van een toenemende verdroging (toename van de oppervlakte gedegradeerd veen), een standstill en drie herstelscenario's waarbij het herstel al dan niet gespreid in de tijd werd. Zelfs bij een standstill (geen verdere degradatie van intacte venen, maar de afbraak van reeds degraderende venen wordt niet gestopt = scenario 'no change') blijft er nog steeds een netto-uitstoot van CO2, wat leidt tot een voortdurende toename van het klimaatopwarmend vermogen. Het is opmerkelijk dat bij de herstelscenario's het uitstellen van herstelmaatregelen in de tijd resulteert in een tussentijdse toename van het opwarmend effect, dat binnen de beschouwde tijdshorizont niet meer kan worden teruggeschroefd.

Wat is het effect van extreme klimaatevents op moerassen?

Beheerders van wetlands in Engeland drukten bij een bevraging naar de kwetsbaarheid van deze biotopen ten aanzien van klimaatwijziging, niet alleen hun bezorgdheid uit over gewijzigde neerslagpatronen, maar vooral over extreme klimaatgebeurtenissen (Duffield et al. 2021). Extreme droogte kan leiden tot een intensievere veenafbraak, wat zorgt voor een onomkeerbare verandering van de bodemtextuur: ze wordt compacter en klinkt daardoor in. Het gaat tevens gepaard met een relatief sterke afname van grotere bodemporiën: dit zijn juist de belangrijkste poriën die aan venen hun sponswerking verlenen.

In West-Europa komen de meeste overstromingen (+/- 75%) in de herfst en winter voor, dus buiten het groeiseizoen (Blöschl et al. 2020). Bepaalde organismen en processen (connectiviteit) zijn aan dergelijke overstromingen sterk gebonden. Dat geldt in veel mindere mate voor overstromingen die sterk afwijking in intensiteit en/of in periode (lente/zomer). Vele venen zijn bijzonder gevoelig voor abrupte, sterke wijzigingen van het fysische milieu. Dat is niet alleen zo bij verdroging, maar ook bij vernatting. De grote overstroming in juli 2021 heeft ook op moerassen een grote, vooral negatieve impact gehad. De meeste levende organismen in een moeras verwachten dan immers niet om kopje onder te gaan en zijn ook niet in staat om snel drogere oorden op te zoeken. Bij goed ontwikkelde venen is de bovenste bodemlaag (bijv. 10 cm) niet volledig zuurstofloos, wat de vestiging mogelijk

[31] Mossen hebben geen vasculaire structuren en reguleerbare huidmondjes zoals vaatplanten, waardoor ze de verdamping van water niet actief kunnen reguleren.

maakte van een hele reeks organismen die gespecialiseerd zijn in het leven in zuurstofarm (maar niet zuurstofloos) milieu. Bij een langdurige overstroming in hun actieve levensfase wordt dit fragiele evenwicht aanzienlijk verstoord. Daarenboven kan voedselrijk rivier/beekwater deze zone infiltreren. Vooral voor voedselarmere moerasecosystemen kan dit een bijkomend negatief effect hebben. Een moeras kan daarom op langere termijn gevolgen dragen van een eenmalige kortstondige gebeurtenis. Dit geldt in sterkere mate voor geïsoleerde en/of laagdynamische moerasmilieus.

5.6.1.2 Een langer groeiseizoen, geleidelijke opwarming

Enerzijds bevordert klimaatopwarming de productie van organisch materiaal, anderzijds wordt het materiaal gemakkelijker afgebroken. Een warmer klimaat en hieraan gekoppeld een verlengd groeiseizoen zal de productiviteit stimuleren, ook in venen. Hogere planten zullen hier meer voordeel uit halen dan (veen)mossen, wat de vegetatiesamenstelling kan wijzigen. De hogere productiviteit levert meer biomassa. Echter het strooisel van hogere planten is beter afbreekbaar dan dat van mossen. Ook stimuleert de temperatuur de microbiële (afbraak)activiteit. Volgens enkele recente reviews (Antala et al. 2022; Salimi et al. 2021) primeert meestal de betere afbraak, wat zou betekenen dat venen minder goed koolstof kunnen opslaan waardoor de veenaangroei zal vertragen of zelfs lokaal kan stilvallen. Zo is een temperatuurverhoging is in de Atlantische regio nadelig voor veenopbouw.

5.6.1.3 Effecten op moerassoorten

We vallen in herhaling: klimaatwijziging is een complex gegeven. Hoe moerassoorten op klimaatwijziging reageren is onmogelijk in een handomdraai samen te vatten. Daarvoor zijn er te veel factoren in het spel en is de ecologie van de soorten te verschillend. Beide liggen aan de basis van de biodiversiteit. Wil je klimaateffecten inschatten, ga je best uit van een samenspel van factoren (Wetzel 2005). Voor moerassoorten spelen niet alleen de directe invloed (stijging van temperatuur en CO_2) (Van der Aa et al. 2015), maar ook indirecte factoren zoals wijziging van neerslaghoeveelheid en -patroon een rol in mogelijke populatiewijzigingen (Cao et al. 2020).

Bij wijze van voorbeeld bespreken we hier de libellen, een familie die heel sterk aan moerassen en open water is gebonden. Hoewel de meerderheid van de soorten thermofiel is (cfr. grotere soortenaantallen in zuiderse landen) gaat het deze groep toch niet voor de wind. Volgens de recente Europese rode lijst (De Knijf et al. 2024) zijn 20% van de libellensoorten op Europese schaal bedreigd. Dit is een stijging van 50% ten opzichte van 10 jaar geleden. Klimaatwijziging wordt daarbij als belangrijkste druk aangehaald (Termaat et al. 2019). Voor West-Europa valt hierbij het grote aandeel op van soorten die gebonden zijn aan voedselarme en tijdelijke wateren. Dat zijn niet toevallig de milieus waar klimaatopwarming een extra druk op legt: nl. versnelde biologische afbraak kan eutrofiëring in de hand werken (cfr. 5.3 Open wateren) en door de opwarming drogen tijdelijke plassen te snel op. De oligotrofe wateren herbergen ook relatief meer soorten die beter aangepast zijn aan lagere temperaturen (De Knijf et al. 2024). Maar vermoedelijk speelt ook concurrentie tussen (libellen)soorten een rol (bijv. dominant gedrag van larven van keizerslibel (mond. mededeling

De Knijf G). Voor meer gedetailleerde informatie verwijzen we naar de case libellen die handelt over het klimaatadaptief beheer voor libellen in en rond vennen en heideplassen (6.3).

Voor (lever)mossen werd in Vlaanderen een duidelijke daling in de verspreiding vastgesteld van soorten gebonden aan koele, natte milieus vermoedelijk deels ten gevolge van de warmere en drogere zomers (Van Landuyt & Van Calster 2022).

5.6.1.4 Invasieve exoten

Ook moerassen ontsnappen niet aan het verschijnen van invasieve exoten: invasieve planten zoals grote engelwortel, reuzenberenklauw, bamboe-soorten, late en Canadese guldenroede, reuzenbalsemien, Japanse/Sachalinse/Boheemse duizendknoop, Douglaspluimspirea, moerasaronskelk,.. kunnen ook in moerassen verschijnen. Het zijn competitieve soorten, die bevoordeeld worden bij een toename van atmosferische CO_2 en de secundaire effecten daarvan (Wetzel 2005).

Sommige invasieve exoten verstoren niet alleen de biodiversiteit, maar kunnen ook een impact hebben op de volksgezondheid. Een actueel voorbeeld is de tijgermug. Hoewel tot op heden deze soort zich nog niet in Vlaanderen gevestigd heeft, is ze dat intussen wel in Noord-Frankrijk. Ze profiteert van stilstaande, voedselrijke wateren. Vooral tijdens de fase van moerasherstel kan dit milieu aan oppervlakte winnen. We raden aan om een herstelprogramma goed voor te bereiden, waarbij de kans op verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid geminimaliseerd wordt (vermijden van interne eutrofiëring), verder werk te maken van het verminderen van de nutriëntenbelasting van open wateren en ook herstelprogramma's te continueren (omdat er nu nog geen vestiging is).

5.6.2 Gecombineerde effecten met andere drukken: interactie met beheer

Klimaatopwarming kan gevolgen hebben voor het beheer, vooral in de voedselarmere (mesotrofe tot oligotrofe) moerassen. Een van knelpunten is het **verschijnen van boomopslag** bij verdroging, waardoor op redelijk korte termijn deze veleer open systemen evolueren/degraderen naar struwelen of bos.

Er zijn meer studies die bevestigen dat de vestiging en groei van bomen gestimuleerd wordt door klimaatopwarming. Een 15-jarig onderzoek toonde aan dat een grondwaterdaling vooral in mineraalrijke/mesotrofe venen boomopslag sterk stimuleerde, terwijl dit minder werd waargenomen in oligotrofe overgangsvenen en niet in een hoogveen (Kokkonen et al. 2019). Een modelstudie kon voor hoogvenen de veerkracht t.a.v. boomopslag bij een lichte grondwaterdaling bevestigen. Anderzijds bleek een temperatuurstijging in hoogvenen wel boomopslag te initiëren (Heijmans et al. 2013) en is dit in sommige Waalse hoogvenen ook waarneembaar.

5.6.3 Klimaatadaptieve maatregelen voor moerassen

5.6.3.1 Klimaatadaptatie op landschapsschaal: nood aan grote, gevarieerde en goed verbonden moerassen

Het milderen van de nadelige klimaatinvloeden die ook in andere biotopen worden waargenomen of voorspeld worden speelt zich voor moerassen vooral op landschapsschaal af. Ze maken deel uit van een hydrologisch systeem dat veel verder reikt dan de grenzen van de biotoop an sich. Zoals ook beschreven wordt voor de bossen, is het voor moerassen in de strijd tegen de klimaatverandering een belangrijk aandachtspunt om te werken aan het **robuuster maken van het systeem**. Bij moerassen kan dat door te zorgen voor een hydrologisch herstel, het opheffen van drainages, de kwaliteit verbeteren van oppervlakte- en grondwater, het ruimte geven aan natuurlijke dynamiek, het verbeteren van de connectiviteit, zorgen voor geleidelijke buffers, ….

Het nadelig effect van de temperatuurstijging kan men trachten te milderen door **de grondwatertafel geleidelijk aan te verhogen** (Salimi et al. 2021).

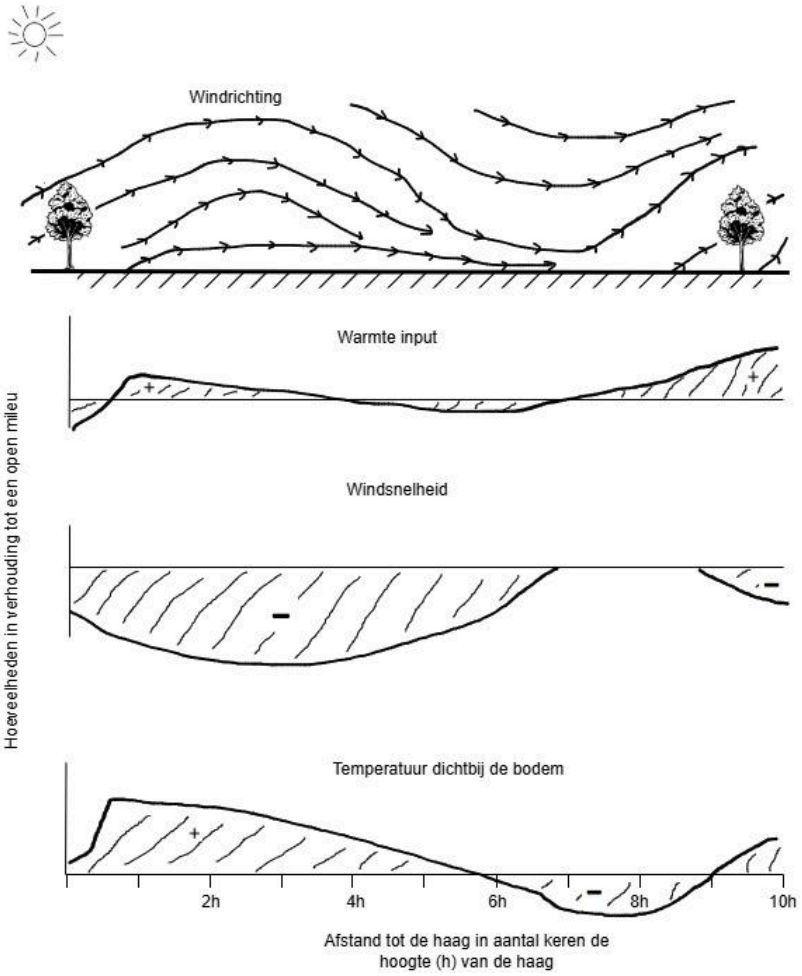
Bij een plotse grote vernatting waarbij open water-partijen gevormd worden, kunnen grote hoeveelheden methaangas vrijkomen (eerst door de afbraak van oorspronkelijke vegetatie en daarna door afbraak van de ondergedoken vegetatie). Dit proces neutraliseert pas wanneer oeverplanten - helophyten (lisdodde, riet) gaan overheersen. Indien een geleidelijke vernatting niet mogelijk is, wordt best de oorspronkelijke vegetatie verwijderd (geplagd) vooraleer te vernatten (Antonijević et al. 2023).

5.6.3.2 Klimaatadaptatie op lokale schaal: weinig handvatten

Als beheerder heeft men niet veel specifieke handvatten om een globale klimaatwijziging op een lokale schaal aan te pakken.

Men kan **zorgen voor meer schaduw**. Hoewel vele moerastypen lichtbehoevend zijn, is volledige openheid geen absolute vereiste. Bij een uitgestrekt open gebied kan vooral door de toegenomen windwerking de evapotranspiratie versterken wat nadelig is voor veenopbouw. Een bosrand kan ook een schermfunctie vervullen t.a.v. bv. atmosferische depositie en inwaai van milieuvreemde stoffen (De Keersmaeker et al. 2018; Norda et al. 2019). Door voor een afwisseling te zorgen met schaduwrijke delen, kunnen deze delen nog een toevluchtsoord zijn voor niet thermofiele soorten. Voor de instandhouding van hoogvenen in Nederland hebben Norda et al. (2019) een beslisschema ontworpen waarbij de grootte van het veen, het hydrologisch systeem (grootte infiltratiegebied, graad van isolatie) en actuele atmosferische depositie een rol spelen in het al dan niet kappen van een bosrand. Voor bedreigde libellensoorten wordt de aanwezigheid van bomen en struiken bij water als een belangrijke adaptieve maatregel aanbevolen (De Knijf et al. 2024).

Het is evenwel een misconceptie dat bosranden voor afkoeling zorgen. Dat geldt maar in de onmiddellijke omgeving (<5m), op wat ruimere afstand verhoogt deze juist de temperatuur (door de verminderde windwerking) in vergelijking met een open plek (Forman & Baudry, 1984).



Figuur 31: Effect van een haag op een aantal microklimaat-variabelen (energieinput, windsnelheid, evaporatie en luchttemperatuur) (gewijzigd naar Forman & Baudry, 1984).

Daarnaast en niet in het minst gelden ook algemener toepasbare adaptieve beheervoorstellen om moerassen beter weerbaar te maken voor klimaatwijzigingen door zorg te dragen voor **het creëren van (vooral vocht)gradiënten** zodat vegetaties op zijn minst de kans krijgen om mee schuiven met de gewijzigde milieuomstandigheden.

5.6.4 Literatuur

Antala M., Juszczak R., van der Tol C. & Rastogi A. (2022). Impact of climate change-induced alterations in peatland vegetation phenology and composition on carbon balance. Science of the total environment 827: 154294.

Antonijević D., Hoffmann M., Prochnow A., Krabbe K., Weituschat M., Couwenberg J., Ehlert S., Zak D. & Augustin J. (2023). The unexpected long period of elevated CH4 emissions from an inundated fen meadow ended only with the occurrence of cattail (Typha latifolia). Global Change Biology 29 (13): 3678-3691. https://doi.org/10.1111/gcb.16713.

Blöschl G., Kiss A., Viglione A., Barriendos M., Böhm O., Brázdil R., Coeur D., Demarée G., Llasat M.C., Macdonald N., Retsö D., Roald L., Schmocker-Fackel P., Amorim I., Bělínová M., Benito G., Bertolin C., Camuffo D., Cornel D., Doktor R., Elleder L., Enzi S., Garcia J.C., Glaser R., Hall J., Haslinger K., Hofstätter M., Komma J., Limanówka D., Lun D., Panin A., Parajka J., Petrić H., Rodrigo F.S., Rohr C., Schönbein J., Schulte L., Silva L.P., Toonen W.H.J., Valent P., Waser J. & Wetter O. (2020). Current European flood-rich period exceptional compared with past 500 years. Nature 583 (7817): 560-566. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2478-3.

Brouns K. (2016). The effects of climate change on decomposition in Dutch peatlands: an exploration of peat origin and land use effects. Utrecht University. https://waterscience.org/images/docs/dutch/2016.02.24_Brouns.pdf.

Cao B., Bai C., Xue Y., Yang J., Gao P., Liang H., Zhang L., Che L., Wang J. & Xu J. (2020). Wetlands rise and fall: Six endangered wetland species showed different patterns of habitat shift under future climate change. Science of the Total Environment 731: 138518.

De Keersmaeker L., Adriaens D., Anselin A., De Becker P., Belpaire C., De Blust G., Decleer K., De Knijf G., Demolder H., Denys L., Devos K., Gyselings R., Leyssen A., Lommaert L., Maes D., Oosterlynck P., Packet J., Paelinckx D., Provoost S., Speybroeck J., Stienen E., Thomaes A., Vandekerkhove K., Van Den Berge K., Vanderhaeghe F., Van Landuyt W., Van Thuyne G., Van Uytvanck J., Vermeersch G., Wouters J. & Hoffmann M. (2018). Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

De Knijf G., Billqvist M., van Grunsven R.H.A., Prunier F., Vinko D., Trottet A., Bellotto V., Clay J. & Allen D.J. (2024). Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of dragonflies & damselflies (Odonata). European Commission, Brussels, Belgium.

Duffield S.J., Le Bas B. & Morecroft M.D. (2021). Climate change vulnerability and the state of adaptation on England's National Nature Reserves. Biological Conservation 254: 108938. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108938.

Forman R.T.T. & Baudry J. (1984). Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. Environmental Management 8 (6): 495-510. https://doi.org/10.1007/BF01871575.

Günther A.B., Barthelmes A., Huth V., Joosten H., Jurasinski G., Koebsch F. & Couwenberg J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. Nature communications 11 (1): 1644.

Heijmans M.M.P.D., Van Der Knaap Y.A.M., Holmgren M. & Limpens J. (2013). Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. Global Change Biology 19 (7): 2240-2250. https://doi.org/10.1111/gcb.12202.

Kokkonen N.A.K., Laine A.M., Laine J., Vasander H., Kurki K., Gong J. & Tuittila E. (2019). Responses of peatland vegetation to 15-year water level drawdown as mediated by fertility level. Journal of Vegetation Science 30 (6): 1206-1216. https://doi.org/10.1111/jvs.12794.

Norda L.J., Koopmans M., Beekman W., Vermeulen H.J.W., Woldering A., Maes D. & Van Diggelen R. (2019). Omgang met boszones rond heideveentjes. Nr. Rapport nr. 2019/OBN231-NZ. Driebergen.

Renaud A., Mügler C., Durand V. & Pessel M. (2025). Natural and anthropogenic drivers of the water table dynamics in a riparian fen peatland. Journal of Hydrology 652: 132655.

Salimi S., Almuktar S.A.A.A.N. & Scholz M. (2021). Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. Journal of Environmental Management 286: 112160.

Tanneberger F., Appulo L., Ewert S., Lakner S., Ó Brolcháin N., Peters J. & Wichtmann W. (2021). The power of nature-based solutions: how peatlands can help us to achieve key EU sustainability objectives. Advanced Sustainable Systems 5 (1): 2000146.

Termaat T., van Strien A.J., van Grunsven R.H.A., De Knijf G., Bjelke U., Burbach K., Conze K.-J., Goffart P., Hepper D., Kalkman V.J., Motte G., Prins M.D., Prunier F., Sparrow D., van den Top G.G., Vanappelghem C., Winterholler M. & WallisDeVries M.F. (2019). Distribution trends of European dragonflies under climate change. Diversity and Distributions 25 (6): 936-950. https://doi.org/10.1111/ddi.12913.

Van der Aa B., De Becker P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Roskams P., Van den Bergh E., Van Kerckvoorde A., Vriens L., Wouters J. & Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.R.2015.9952476. INBO, Brussel.

Van Landuyt W. & Van Calster H. (2022). Changes in the distribution of bryophytes in a highly urbanised region in Western Europe (Flanders, Belgium): a species-traits analysis. Journal of Bryology 44 (3): 199-207. https://doi.org/10.1080/03736687.2022.2151856.

VMM (s.d.). Klimaatportaal Vlaanderen: Grondwater. https://klimaat.vmm.be/themas/grondwater#section-2 (geraadpleegd 7 maart 2025).

Waddington J.M., Morris P.J., Kettridge N., Granath G., Thompson D.K. & Moore P.A. (2015). Hydrological feedbacks in northern peatlands. Ecohydrology 8 (1): 113-127. https://doi.org/10.1002/eco.1493.

Wetzel R.G. (2005). Invasive plants: the process within wetland ecosystems. In: Inderjit (ed.). Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects. Birkhäuser, Basel, p. 115-127. https://doi.org/10.1007/3-7643-7380-6_7.

5.7 Bossen

Kris Vandekerkhove, An Van den Broeck, Pieter Vangansbeke, Arno Thomaes, Geert Sioen, Andries Saerens, Arthur De Haeck

Dit hoofdstuk bouwt verder op het overzicht dat reeds werd gemaakt in Van der Aa et al. (2015). We kiezen ervoor om de teksten van toen niet te herhalen, maar enkel kort samen te vatten, en leggen de nadruk op nieuwe ontwikkelingen in kennis en onderzoek (met focus op onze regio) rond het thema bossen en klimaatverandering.

De laatste 10 jaar waren er een aantal nieuwe ontwikkelingen (zomerdroogtes in 2018, 2019, 2020 en 2022; extreme neerslag in zomer 2021) die de impact van klimaatverandering, en in het bijzonder van zomerdroogtes op onze bossen en (vooral ook) in onze buurregio's heel concreet en zichtbaar maakten.

De extreme zomerdroogte van 2018, met neerslagtekorten in 2017 als voorbode, vormde de trigger voor massale aantastingen van fijnsparbossen door letterzetter (*Ips typographus).* De opeenvolgende droge jaren hebben een belangrijke impact gehad op de vitaliteit van heel wat boomsoorten. In het oog springend zijn de vele kwijnende beukendreven in het open landschap en bosrandbomen, maar ook bestanden van grove den blijken te lijden van droogtestress. Andere bossen en boomsoorten worden sterk verstoord door extreme schommelingen in de grondwatertafel.

Enkele jaren terug publiceerde het INBO rond het thema 'bosbeheer in een veranderend klimaat' al een uitgebreid advies met achtergrond en aanbevelingen (Vandekerkhove et al. 2020). De conclusies uit dat advies vormen de basis voor dit hoofdstuk, aangevuld met de laatste ontwikkelingen.

In het rapport van Van der Aa et al. (2015) wordt ook uitgebreid ingegaan op de consequenties van klimaatverandering op de houtproductie. Hierin komen de groeitoename door 'carbon-fertilisation', groeivermindering door ozon en droogte en veranderingen in de houtkwaliteit en exploiteerbaarheid aan bod. Deze worden hier niet herhaald, we verwijzen hiervoor naar het rapport uit 2015.

5.7.1 Effecten van klimaatverandering en klimaatverstoring op bossen

De klimaatscenario's voor onze regio voorspellen belangrijke veranderingen in ons klimaat, die een grote impact kunnen hebben op bomen binnen en buiten bos.

Nu al is de jaarlijkse gemiddelde temperatuur in Vlaanderen met 2,6 °C gestegen ten opzichte van het pre-industriële niveau (periode 1850-1900). De hoeveelheid neerslag die verdampt is, is in enkele decennia met bijna een derde toegenomen op jaarbasis. Dit leidt tot een toenemend risico op droogtestress tijdens het groeiseizoen (Bron: vmm.vlaanderen.be).

Zelfs binnen de gunstige tot gemiddelde IPCC klimaatscenario's (RCP 2.6 en 4.5) verwachten we een verdere toename van de gemiddelde temperatuur met 1-3°C tegen 2100 en langere groeiseizoenen. Wellicht zal er jaarlijks ook gemiddeld meer neerslag vallen, vooral in de winter (Mira 2015; KMI-website www.meteo.be).

doi.org/10.21436/inbor.115522467

De lange-termijn voorspellingen komen met de nodige onzekerheden. Zo gaan de meeste scenario's voor onze regio uit van een verdere toename van de gemiddelde temperatuur, maar één scenario waar ook rekening mee wordt gehouden is dat door opwarming van de oceanen en toevloed van zoet smeltwater ook de warme golfstroom, die ons zachte Atlantische klimaat bepaalt, zou kunnen wegvallen of sterk verminderen, waardoor het bij ons juist veel kouder zou worden (Van Western et al. 2024). Andere onzekerheidsfactoren zijn de mate waarin de uitstoot van broeikasgassen in de komende decennia zal evolueren en welke de impact is van tal van positieve en negatieve feedback-loops.

Vaak wordt sterk gefocust op deze 'gemiddelde' veranderingen. Wat voor bossen en bomen vermoedelijk veel belangrijker zal zijn, is het frequenter voorkomen van extreme weerfenomenen zoals stormen of aanhoudend natte en droge periodes, en uitzonderlijk warme en koude periodes die elkaar abrupt afwisselen. Het klimaat wordt 'wispelturiger'. Men verwacht ook meer instabiliteit met vorstpieken tot laat in het voorjaar. In combinatie met vervroegde bladuitloop kan er dan frequenter vorstschade in het voorjaar optreden (Hufkens et al. 2012; Vitasse & Rebetez 2018; Zohner et al. 2020).

Wat ook meer voorkomt zijn lange aanhoudende periodes van nat of droog warm weer (al naargelang de golving van de oscillerende arctische straalstroom). Zo wordt de hittegolf van 2003 en de extreem lange droogteperiodes in 2018 tot 2020, maar ook de zeer lange natte periodes in 2023 en 2024 toegewezen aan een dergelijke 'Rossby wave'.

Eén ding is zeker: wat op ons afkomt is een 'nieuw' klimaatbeeld, niet het klimaat van ergens anders dat gewoon wat opschuift (Boussemaere & Vicca 2020). Het is dan ook niet evident om ons hieraan aan te passen of voor te bereiden.

Wat ook zeker is, is dat deze klimaatverandering -in het bijzonder droogtestress en sterk schommelende grondwaterstanden- een sterke impact heeft op onze bossen, en daarbij zorgt voor verhoogde stress en sterfte. De hogere frequentie aan weerextremen en grillige patronen kunnen plotse sterfte veroorzaken, bijvoorbeeld door brand, windval, windbreuk, ... maar kunnen bomen ook verzwakken. De impact wordt vaak pas jaren na het primaire incident waargenomen en wordt dikwijls versterkt door gekoppelde incidenten waardoor het bos in een neerwaartse spiraal terecht kan komen (zoals ook beschreven door Manion (1991)). Zo blijkt uit een aantal jaarringreeksen van beuk uit de zandstreek dat deze bomen na de extreem langdurige droogte van 1976, gevolgd door een extreem natte winterperiode nooit meer boven hun lange-termijn groeiniveau zijn uitgekomen en de laatste 30 jaar nog nauwelijks zijn bijgegroeid.

Het vaker voorkomen van zachte winters en droogtestress door lange droogteperiodes kunnen dan weer aanleiding geven tot optreden van secundaire ziektes en plagen, alsook het verschijnen van nieuwe ziektebeelden die te linken zijn aan pathogenen die eerder zonder noemenswaardige problemen in het ecosysteem voorkwamen.

5.7.1.1 Klimaatgerelateerde abiotische stressfactoren in bossen

Verandering in overstromingsdynamiek

Zowat een kwart van onze bosgebieden liggen in overstroombaar gebied (De Nocker et al. 2007). Door klimaatverandering komen lange neerslagperiodes en extreme neerslagevents (zoals de

waterbom in juli 2021) frequenter voor dan vroeger. Hierdoor moeten we het risico op langdurige overstroming (uitgedrukt in 'terugkeertijden') voor heel wat bossen bijstellen. Vooral overstromingen in het groeiseizoen, die meer dan een week aanhouden, kunnen nefast zijn (De Nocker et al. 2007).

Lange droogteperiodes en hitte

De gevolgen van droogte op bosecosystemen zijn veelvuldig onderzocht in de droge zomer van 2003 (Zebisch et al. 2005). De effecten van deze droogte waren o.a. bladverkleuring, voortijdige bladval en een algemene vermindering van de vitaliteit van bomen. Experten beschouwen het gevaar voor droogtestress als het grootste risico van klimaatwijziging voor bossen (Zebisch et al. 2005). Het gevaar voor droogtestress lijkt het grootst op bodems met een lage waterberging, vaak zandbodems. In Vlaanderen zijn de Kempen dus in principe gevoeliger voor zomerdroogte, mede door het feit dat de modellen voor de Kempen minder neerslag voorspellen dan voor de rest van het land (Van der Aa et al. 2015). Maar ook dat moeten we nuanceren, vermits er bijvoorbeeld experimenten zijn met grove den die een kleinere groeivertraging bij droogte vaststellen bij bomen die droge standplaatsen gewend zijn (Pretzsch et al. 2021; Brodde et al. 2019).

Sinds 2015 zijn er abnormaal droge jaren en/of extreme hittegolven geweest in 2017, 2018, 2019, 2020 en 2022. Deze opeenvolging van extreem droge voorjaren en zomers heeft voor droogtestress en vitaliteitsverlies gezorgd bij heel wat boomsoorten.

Uit de jaarlijkse bosvitaliteitsinventaris blijkt dat aan het einde van deze droge periode de mortaliteit het hoogst was bij grove den. Beuk behoort dan weer tot de boomsoorten met het kleinste aantal dode bomen in de periode 2017-2024 (één exemplaar). In geen enkel proefvlak werd massale sterfte door droogte vastgesteld. Er was wel sterfte van individuele bomen, verspreid over meerdere proefvlakken. Dit heeft het debat over het toekomstperspectief van een aantal inheemse boomsoorten en de noodzaak voor het inbrengen van uitheemse, meer droogtetolerante soorten en herkomsten aangewakkerd. Zo is er onenigheid, ook onder onderzoekers, in hoeverre beuk nog een toekomst heeft in onze regio. Al naargelang het gehanteerde model, en de inschatting van de veerkracht van beuk na droogtestress, kunnen de resultaten uiteenlopend zijn (cfr. De Keersmaeker & Vandekerkhove 2020).

Zelfs een soort als grove den, die tot nu toe vaak als droogtetolerant werd aanzien, bleek toch ook duidelijke vitaliteitsproblemen te vertonen in de jaren 2018-2022. Door de natte jaren 2023 en 2024 lijkt hier een zeker herstel op te treden. In het bosvitaliteitsmeetnet van het INBO daalde het aandeel beschadigde grove dennen na 2022 (Sioen et al. 2024). Van 2017 tot en met 2024 stierven er jaarlijks steekproefbomen. Het mortaliteitscijfer van grove den was het hoogst in 2021, 2022 en 2024 (respectievelijk 1,5%, 1,7% en 1,7%).

Een duidelijk effect van droogte en hitte is zichtbaar in bosaanplantingen. Het frequenter voorkomen van langdurige, warme en droge periodes, zorgt ervoor dat nieuwe aanplantingen tegenwoordig een veel hogere uitval kennen dan voorheen. In Frankrijk is 30% van de aanplantingen in 2020 mislukt, met droogte als belangrijkste oorzaak (Boutte 2021). Recent onderzoek uit Vlaanderen toonde aan dat de plantbeschikbare watercapaciteit van de bodem een grote voorspellende waarde heeft voor de vitaliteit van boompjes tijdens de eerste jaren na aanplant (Verheyen et al. 2024). Deze capaciteit hangt sterk samen met de textuur van de bodem. Aanplantingen op zand en in mindere mate lemig zand zijn het meest kwetsbaar. Als remedie pleiten Verheyen et al. (2024) voor maatregelen om het bodemvochtgehalte op peil te houden, zoals het aanbrengen van een mulchlaag of het inwerken van

watervasthoudende bodemverbeteraars in de plantkuil. Een andere belangrijke maatregel is het creëren van een getemperd microklimaat door behoud van omliggende vegetatie of het combineren met snelgroeiende en meer droogtetolerante pioniersboomsoorten.

Bosbrand

Wat bosbranden betreft, zijn weersomstandigheden vaak eerder een katalysator dan de werkelijke oorzaak vermits bosbranden vooral ontstaan door menselijke activiteiten (recreatie, militaire activiteiten,...). Voor het zuiden van Engeland kon wel een duidelijk verband aangetoond worden tussen het bodemvochtgehalte en het aantal branden in het buitengebied (Gazzard 2006 in Read et al. 2009). Een Europese analyse van satellietbeelden toont aan dat bosbranden een belangrijke vorm van verstoring zijn in voornamelijk Zuid-Europa, maar er werd nog geen toename gevonden met de tijd (Senf & Seidl 2021).

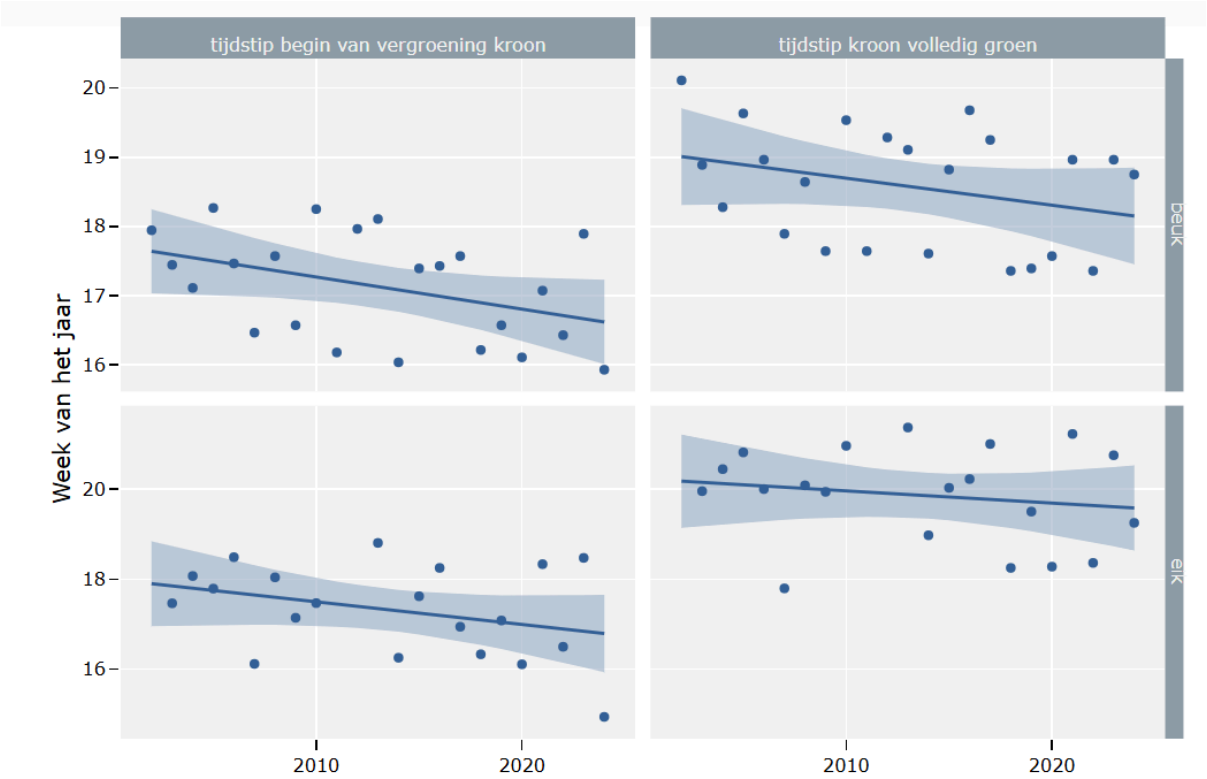
Alhoewel het zeer aannemelijk is dat het risico op bosbrand stijgt naarmate het droger wordt, is het nog niet éénduidig wat dit voor de bossen in Vlaanderen zal inhouden. De grote versnippering van onze bossen vormt wel een rem op het ontstaan van grootschalige bosbranden. Ook de boomsoortensamenstelling speelt hier een belangrijke rol, met lage risico's op bosbrand in loofbossen. Onze dennenbossen zijn de laatste decennia steeds sterker bijgemengd met loofhout, waardoor het risico op branden afneemt. Onze bossen worden ook denser, met een sterkere kroonsluiting. Een goede kroonsluiting verhoogt de relatieve vochtigheid in het bos en vermindert ook de directe instraling van zonlicht en oppervlakkige uitdroging van de bosbodem, wat het brandrisico sterk verlaagt.

Anderzijds is de frequentie van extreem droog weer in het voorjaar en de zomerperiode duidelijk toegenomen. Uit buitenlands onderzoek blijkt dat bijna elke bosbrand begint als bodemvuur (Zebisch et al. 2005). Bossen met een hoog aandeel duinriet, pijpenstrootje of bochtige smele zijn hiervoor veel gevoeliger. Het effect van de toegenomen hoeveelheid dood hout op brandrisico is dubbel. De aanwezigheid van veel fijn dood hout (zeker naaldhout) zorgt voor bijkomende 'fuel', dus groter risico op brand. Zwaar dood hout daarentegen houdt veel water vast -zeker sterk vermolmd hout- waardoor het juist brandvertragend werkt (Larjavaara et al. 2023).

Wijzigingen in de fenologie en risico op vorstschade

Er kan een duidelijk verband aangetoond worden tussen de winter/lentetemperaturen en het uitlopen van knoppen (fenologie). Zo werd in de jaren '90 al gerapporteerd dat eiken in het Verenigd Koninkrijk gemiddeld drie weken vroeger uitlopen dan in de jaren '50. De bewijzen hiervoor zijn in de periode na 1990 alleen maar sterker en consistenter geworden. In het Verenigd Koninkrijk werd deze temperatuurrespons voor verschillende boomsoorten gekwantificeerd. Hierbij wordt aangegeven hoeveel dagen een boomsoort vroeger uitloopt per graad stijging van de temperatuur in de periode januari – maart. Zo werd berekend dat dit voor beuk 3 dagen/°C bedraagt, 5.6 dagen/°C voor zomereik en 9.9 dagen/°C voor eenstijlige meidoorn (Read et al. 2009).

Voor Vlaanderen beschikken we over een (relatief korte) tijdreeks voor bladfenologie van eik en beuk. Deze natuurindicator geeft de evolutie van het begin en het einde van de bladontplooiing van eik en beuk. Sinds 2002 maakt het INBO fenologische opnamen in Meerdaalwoud en Zoniënwoud. Voor deze indicator wordt de evolutie van de datum waarop de bomen beginnen in blad te komen en deze waarop ze volledig in blad staan, onderzocht. Hoewel de tijdreeks nog heel kort is, kunnen we op deze korte tijd al verschuivingen vaststellen.



Figuur 32: Tijdsreeks voor de natuurindicator 'Bladontwikkeling van beuk en eik'. De lijn toont de gemodelleerde trend, de blauwe zone is het 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: Natuurindicatoren.be).

Bladontwikkeling bij eik begint in Vlaanderen doorgaans half april. In 2018, 2020 en 2022 (warm voorjaar) was dat een week vroeger, in 2024 het vroegst ooit. In jaren met een kouder voorjaar, zoals 2021 en 2023, was dit eind april tot begin mei. Het beeld voor beuk is vrij gelijkaardig wat het tijdstip van het begin van de bladontwikkeling betreft, maar de overgang van begin bladontwikkeling tot volledig ontplooid blad gaat sneller dan bij eik. Bij beuk valt op dat de bladontwikkeling sterk versnelt onder invloed van een warme aprilmaand, zoals in 2018, 2020 en ook in 2022. Beuk voleindigt de bladontvouwing het traagst in jaren met een gemiddeld koudere maand april (Vander Mijnsbrugge, 2025). Ook voor Vlaanderen werd op basis van archiefbeelden een vrij sterke temporele trend in lentefenologie gevonden voor bomen buiten bos, zo werd voor haagbeuk een vervroeging van de bladontluiking vastgesteld met 4.7 dagen per periode van 10 jaar (De Frenne et al. 2008).

Door verdere opwarming komen bomen steeds vroeger in blad en behouden ze hun bladeren langer in de herfst. Hierdoor verlengt het groeiseizoen en kunnen bomen potentieel langer en meer groeien. Deze wijziging in lente-fenologie kan echter een negatieve invloed hebben door verstoring van de synchroniciteit tussen verschillende trofische niveaus (bv. eik, rups, koolmees; zie Visser et al. 1998)

Het lijkt op het eerste gezicht logisch dat stijgende temperaturen zouden leiden tot een verminderd risico op late lentevorst. Late voorjaarsvorst blijkt echter zeer onvoorspelbaar en er zijn weinig aanwijzingen dat de datum van de laatste lentevorst tijdens de laatste decennia significant is veranderd, m.a.w. het risico op late voorjaarsvorst is onveranderd gebleven. Het tijdstip waarop

bomen in het voorjaar uitlopen daarentegen valt wel steeds vroeger. Als deze trend tot steeds vroeger uitlopen zich zou doorzetten, wat volgens verschillende modelleringen effectief het geval zal zijn, en zich tegelijkertijd geen verandering zou voordoen in de datum van de laatste lentevorst, zal het risico op schade door late voorjaarsvorst toenemen (Read et al. 2009).

In het kader van adaptatiemaatregelen zou daarom meer aandacht moeten worden besteed aan het tijdstip van uitlopen van soorten en herkomsten, en geselecteerd moeten worden naar laat uitlopende soorten en herkomsten, waardoor het risico op vorstschade beperkt wordt.

Welke herkomsten daarbij best geschikt zijn, is niet altijd te voorspellen. Men zou verwachten dat continentale, montane of noordelijke herkomsten dan beter geschikt zijn, maar dat is niet altijd het geval. Zo toonde een experiment met beuken van verschillende herkomsten aan dat zaailingen van beuken uit Duitsland en de Spaanse Pyreneeën sterker reageren op voorjaarswarmte dan Atlantische herkomsten (van bij ons). Daardoor waren ze al verder uitgelopen op het ogenblik dat een voorjaarsvorst de boompjes impacteerde. Dit gaf als resultaat dat de inheemse herkomsten minder vorstschade vertoonden dan de niet-inheemse (Vander Mijnsbrugge et al. 2021).

Verhoogde zaadproductie en frequentie van mastjaren

Onderzoek naar de bloei en de zaadproductie is belangrijk om de effecten van klimaatverandering op bomen te kunnen beoordelen. Verschillende auteurs verwijzen naar de relatie tussen bloei, zaadzetting en weersomstandigheden, zowel in het jaar van de bloei als in de voorgaande jaren (Lebourgeois et al. 2018; Nussbaumer et al. 2018). Vroeger werd aangenomen dat beuken slechts om de vijf jaar of langer een zogenaamd ‘zaadjaar’ kennen. In een zaadjaar of mastjaar zijn er opvallend veel bomen met zaadproductie, terwijl in de tussenjaren weinig of geen zaden worden gevormd. Dit patroon verhoogt de overlevingskansen van zaden en controleert tegelijk de populaties van dieren die zich met de zaden voeden: in mastjaren zijn de dieren niet talrijk genoeg om alle zaden op te eten, omdat in de magere jaren veel dieren verhongeren. Onder invloed van de klimaatopwarming blijkt de beuk echter vaker zaad te produceren. Om de 2 à 3 jaar een mastjaar is niet meer uitzonderlijk. Vooral bij beuk gebeurt de zaadzetting daarbij synchroon. Als er op één locatie veel bloei en zaadzetting optreedt, zal dat op andere plaatsen ook het geval zijn (Nussbaumer et al. 2016). Tijdens zaadjaren vermindert de bladbezetting in de boomkronen. De bomen investeren meer energie in het produceren van zaden en minder in bladmateriaal. De groei van de bomen is dan ook minder. Voorlopig is er geen bewijs dat deze verhoogde zaadzetting tot snellere sterfte van de moederbomen leidt. Een jaar na een zaadjaar is er een herstel van de aanwas. De groei van de bomen herneemt zich zoals in de jaren voordien (Drobyshev et al. 2010). Door de hogere frequentie van de zaadjaren is er wel meer kans op natuurlijke verjonging van beuk. Dat was de afgelopen 25 jaar ondermeer in het Zoniënwoud het geval.

Ook wat bloei en zaadzetting in de toekomst betreft, zijn er onzekerheden in verband met het klimaat. De kans bestaat dat andere weerpatronen dit verder zullen beïnvloeden. Zowel de zaadproductie als de variabiliteit tussen de jaren met of zonder zaadproductie kan nog veranderen (Bogdziewicz et al. 2021).

Stormschade

Aangezien stormen kunnen leiden tot grootschalige schade aan bossen door windworp en windbreuk, vormen ze in het kader van een klimaatwijziging echter een belangrijk element. In

verschillende landen wordt een toename van de windsnelheden tijdens de winter voorspeld (Read et al. 2009). Er worden zowel een hogere frequentie als intensiteit van stormen verwacht. Een Europese analyse van satellietbeelden toont aan dat het areaal aan bossen dat verstoord werd onder invloed van stormen effectief al is toegenomen in de voorbije decennia (Senf & Seidl, 2021).

Maar ook bij een ongewijzigd windklimaat, kan klimaatwijziging het risico op windschade doen stijgen. De voorspelde toename van de neerslag tijdens de winter zal leiden tot meer frequente en langdurige periodes van waterverzadiging in de bodem, wat resulteert in wortelsterfte en verminderde stabiliteit en een kleinere weerstand van de bomen tegen stormwind. Ook de toename van de bladoppervlakte als gevolg van hogere CO2-concentraties, evenals een langer groeiseizoen voor loofboomsoorten (cf. fenologie), kunnen het risico op windschade doen stijgen.

In de proefvlakken van het bosvitaliteitsmeetnet, opgestart in 1987, werd het meest stormschade opgemerkt in 1990, 2007 en 2019. Bomen worden uit de steekproef gehaald na windval, stambreuk of ernstige kroonbreuk. De meest getroffen boomsoort is grove den. Deze boomsoort vertoont ook het vaakst ernstige takbreuk na storm.

5.7.1.2 Optreden van ziekten en plagen

Sinds de opstart van het Diagnosecentrum Bomen (INBO) werden we in toenemende mate geconfronteerd met nieuwe boomziekten en toename van de pathologieën en symptomen bij reeds gevestigde ziekten. Deze toename doet zich voor zowel binnen het bos als in het open landschap en in de stedelijke omgeving. Klimaateffecten op bomen worden vaak eerst waargenomen op de plaatsen met de meest extreme omstandigheden (open landschap en stedelijke omgeving) vanwege het ontbreken van een gunstig bosklimaat en voldoende veerkracht.

Dat klimaatverandering een impact heeft op de bosgezondheid werd in 2018 extreem duidelijk. Na maandenlange droogte en hitte dook overal in Europa massale sterfte van fijnspar op (*Picea abies*). De bomen stierven niet enkel door de droogte, maar in veel gevallen door schorskeveraantastingen, met name door de letterzetter, een bastkeversoort (*Ips typographus*). Door de langdurig gunstige weersomstandigheden kwamen jaar na jaar meerdere generaties van de kevers tot ontwikkeling. Niet enkel fijnspar, maar ook andere *Picea*-soorten werden getroffen.

Verzwakte bomen vallen gemakkelijker ten prooi aan ziekten en aantastingen, door schimmels, insecten of bacteriën. In relatie met klimaatverandering betreft het vaak insectenaantasting en schimmelinfectie. Primair zijn er extreme omstandigheden zoals storm, droogte, hitte en bosbrand. Secundair volgen dan aantastingen en ziektes. In sommige gevallen worden ook gezonde bomen aangetast. Dit gebeurt wanneer insectenpopulaties, zoals bastkevers en ambrosiakevers, aangroeien en niet langer louter verzwakte bomen aantasten. Er zijn ook organismen die sowieso gezonde bomen aantasten, onafhankelijk van de omgevingsfactoren.

Insecten veroorzaken vraatschade aan bladeren, naalden of scheuten, of ze boren gangen in het hout waardoor de sapstroom verstoord wordt. Er zijn veel keversoorten (schors- of bastkevers, prachtkevers), (nacht-)vlindersoorten en bladwespen die profiteren van veranderende leefomstandigheden. Schimmels ontwikkelen zich gemakkelijker bij warme en vochtige omstandigheden. Verschillende soorten zijn gebaat bij nattere en warmere herfst- en winteromstandigheden. Er zijn schimmels die bladeren of naalden aantasten, anderen veroorzaken scheut-, twijg- of taksterfte. Ook de wortels kunnen aangetast worden. In extreme omstandigheden

kunnen zowel schimmelinfecties als insectenaantasting sterfte veroorzaken. Het parasitair karakter van organismen kan verschuiven van secundair naar eerder primair of van licht parasitair naar een eerder ernstig parasitair karakter als gevolg van een toegenomen verzwakking van bomen.

Onder invloed van klimaatverandering schuiven zuidelijke soorten naar het noorden op. Een goed voorbeeld is de dennenprocessievlinder (*Thaumetopoea pityocampa*). De expansie van deze soort werd in 2010 al beschreven door Netherer & Schopf. De soort is verwant aan de inheemse eikenprocessievlinder (*Thaumetopoea processionea*). Waar eikenprocessierupsen bladvraat op eik veroorzaken, doen dennenprocessierupsen hetzelfde op den. Het leefgebied van de dennenprocessievlinder is vanuit Frankrijk naar het noorden uitgebreid en de soort wordt ondertussen waargenomen in Wallonië. Ook warmteminnende prachtkeversoorten hebben hun leefgebied uitgebreid. Waar vroeger enkel aantasting van eiken door eikenprachtkever (*Agrilus biguttatus*) werd opgemerkt, wordt nu ook populierenprachtkever (*Agrilus ater*) op populier en dennenprachtkever (*Phaenops cyanea*) op den aangetroffen.

In het voorgaande klimaatrapport werd uitgebreid ingegaan op mogelijke insectenaantasting ten gevolge van klimaatverandering. Naar schimmelinfecties werd amper verwezen, hoewel al langer duidelijk is dat verzwakte bomen ook sneller aangetast worden door schimmels. Dat kunnen zelfs endofyten zijn, dat zijn schimmels die jarenlang symptoomloos binnenin het plantenweefsel leven maar door omstandigheden pathogeen worden. Voorbeelden daarvan zijn *Sphaeropsis*-scheutsterfte (*Sphaeropsis sapinea*) op dennen, ruwe korstkogelzwam (*Biscogniauxia nummularia*) op beuk en roetschorsschimmel (*Cryptostroma corticale*) op esdoorn.

Bladschimmels zijn op zich niet levensbedreigend, toch niet wanneer de bomen hun jeugdfase ontgroeid zijn. Ze kunnen wel de boomgroei beperken en bomen gevoelig maken voor andere stressfactoren. Schimmels die vroege blad- of naaldval veroorzaken zijn voor naaldbomen extra nadelig omdat de naalden normaal gezien jarenlang op de boom blijven. Dennen (*Pinus spp*.) kunnen bij ernstige infectie door rodebandjesziekte (*Dothistroma septosporum*) en andere infecties hun oudste naalden vroegtijdig verliezen. De rodebandjesziekte profiteert van klimaatverandering door de warmere en vochtigere winters.

Het zijn niet alleen fijnsparren en dennen die met ziekten of aantastingen te maken krijgen. Ook douglasspar (*Pseudotsuga menziesii*) blijkt gevoelig. Er zijn verschillende schimmels die de bomen infecteren, niet enkel *Sphaeropsis sapinea* maar ook douglassparrenschot (*Phaeocryptopus gaeumannii*), *Sirococcus conigenus* of *Rhabdocline pseudotsugae* (Dubach & Queloz 2017). Er gebeurt ook onderzoek naar het voorkomen van *Phytophthora*-soorten. Insectenaantasting door douglaswolluis is al lang bekend (*Gilletteella cooleyi*, syn. *Adelges cooleyi*). Sinds een tiental jaar wordt in ons land ook de douglasgalmug opgemerkt (*Contarinia pseudotsugae*). Deze Noord-Amerikaanse soort komt ondertussen in verschillende Europese landen voor en veroorzaakt naaldverkleuring en vroege naaldval.

Es is de meest getroffen loofboomsoort van de voorbije tien jaar (*Fraxinus excelsior*). De bomen worden aangetast door een invasieve exotische schimmel, het vals essenvlieskelkje (*Hymenoscyphus fraxineus*), die essenziekte of essentaksterfte veroorzaakt (Sioen et al. 2020). De relatie met klimaatverandering is in dit geval minder duidelijk. De verspreiding van de schimmel gebeurde zeer snel, zonder belemmering door klimatologische omstandigheden. Enkel temperaturen boven 35°C zijn nadelig voor de schimmel.

Ook op kastanje werden nieuwe infecties en aantastingen vastgesteld. Ook hier is het de vraag wat de toekomst brengt. In stedelijk groen wordt de paardenkastanje aangetast door paardenkastanjemineermot (*Cameraria ohridella*) en bloedingsziekte (*Pseudomonas syringae pv. aesculi*). Op tamme kastanje werden infecties door kastanjekanker (*Cryphonectria parasitica*) en aantastingen door kastanjegalwesp (*Dryokosmus kuriphilus*) aangetroffen. Kastanjes, maar ook andere boomsoorten, kunnen al dan niet onder invloed van een veranderend klimaat, aangetast worden door schimmels van het geslacht *Phytophthora* (Vannini et al. 2001).

In het nabije verleden doken ook aantastingen op die na verloop van tijd weer in omvang afnamen. Dat was recent het geval bij aantastingen door eikenprocessievlinder, met piekjaren vol overlast. Maar dit werd ook bij andere organismen opgemerkt, zoals kaalvraat door essenbladwesp (*Tomostethus nigritus*) in stedelijk milieu en voornamelijk op smalbladige es (*Fraxinus angustifolia*). Elders in Europa wordt deze vraatschade ook op *F. excelsior* vastgesteld. Ook aantasting van grove den door de roodzwarte dennencicade (*Haematoloma dorsatum*) is afgenomen. Halfweg de jaren 1990 was er opvallende bandnecrose door deze cicade. De zuigschade door de volwassen insecten veroorzaakt een naaldverkleuring (Moraal 1995). Deze insectensoort is uit Zuid-Europa naar het noorden opgeschoven.

Veel organismen veroorzaakten in het verleden schade en het is de vraag of deze in de toekomst nog meer van veranderende leefomstandigheden gaan profiteren. Een bekend voorbeeld is de rodebandjesziekte. Andere, gelijkaardige infecties, kunnen in de toekomst opduiken en de gezondheidstoestand negatief beïnvloeden, zoals *Lecanosticta acicola* (Tubby et al. 2023). Er zijn veel schimmels die naalden aantasten en vaak zijn ze onderling moeilijk te onderscheiden. Meestal komen ze ook samen voor, zoals aangetoond op grove den in Polen (o.a. *Cyclaneusma spp*., *Lophodermium spp*., Behnke-Borowczyk 2019). De grote sponszwam (*Sparassis crispa*) leeft parasitair op de wortels van verzwakte naaldbomen (fijnspar, lork, den, douglasspar). Van deze soort wordt verondersteld dat deze onder invloed van droogte en in combinatie met *Sphaeropsis*-infectie, vaker schade kan aanrichten (Kunert 2019).

De toekomst is onzeker maar er wordt verwacht dat nog meer insectenaantastingen en schimmelinfecties zullen optreden, zeker van soorten die goed gedijen bij een warmer klimaat met droge perioden in de zomer en milde, natte winters. Wat insecten betreft, werd in het eerste klimaatrapport verwezen naar Read et al. (2009). Door een daling van de wintersterfte bij aantasters en langere en warmere zomers zullen insectensoorten sneller kunnen voortplanten, en mogelijk uitgroeien tot grootschalige aantastingen. Door ongewenste introducties zullen nieuwe pathogene exoten aangetroffen worden, maar waar en op welke waardplant is onmogelijk te voorspellen. Exoten kunnen ook inheemse soorten verdringen.

Een toename van bosbranden en stormen zal een gunstiger milieu doen ontstaan voor schimmels en insecten die verzwakte bomen aantasten. Er zijn echter onzekerheden over de impact van nieuwe pathogenen op de boomsoorten en de impact van het veranderende klimaat op de pathogeen zelf, op de waardplant en op de interactie tussen de twee.

Ook in het buitenland wordt gewaarschuwd voor exoten die hun leefgebied aan het uitbreiden zijn. De essenprachtkever (*Agrilus planipennis*) verspreidt zich vanuit Rusland en Oost-Europa naar het Westen. Door deelnemende landen aan het ICP Forests programma wordt gewaarschuwd voor de eikennetwants (*Corythuca arcuata*). In landen als Bulgarije, Hongarije en Kroatië veroorzaakt de eikennetwants verkleuring van eikenkronen (Michel et al. 2024). Er wordt verwacht dat de soort zich

steeds verder in Europa zal verspreiden (Ciceu et al. 2024). In 2025 werd de eikennetwants voor het eerst in Vlaanderen waargenomen.

Nieuwe soorten insecten, schimmels of andere organismen worden vaak geïntroduceerd via besmet hout, verpakkingsmateriaal, zaden of plantsoen. De sierteeltsector is daardoor gevoelig voor import van pathogenen. Controle door bevoegde diensten blijft noodzakelijk, ook op Europees vlak. Er worden door het EPPO quarantainelijsten opgesteld met organismen waartegen maatregelen getroffen moeten worden (European and Mediterranean Plant Protection Organization). Desondanks slagen er nog steeds ziekten en aantastingen in om zich over land- en continentgrenzen heen te verspreiden. Enkele verontrustende voorbeelden daarvan zijn de Aziatische boktorren (*Anoplophora chinensis*, *A. glabripennis* en *Aromia bungii)* of de dennennematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) en Xylellabacterie (*Xylella fastidiosa*). Deze laatste is een bacterie die in Zuid-Europa tot massale sterfte van olijfbomen leidt. Ze werd tijdig onderschept door het FAVV op uit Italië ingevoerde planten Er wordt rekening mee gehouden dat deze bacterie hier kan overleven door het reeds gewijzigde klimaat.

Als adaptieve maatregel voor klimaatverandering wordt ondermeer gepleit voor de introductie van uitheemse herkomsten en boomsoorten (zie verder). Bij dergelijke introducties, en bijhorende import van plantmateriaal dient gewezen op het risico op ongewenste introducties van ziekten en aantastingen. Dat kan zowel actief en direct gebeuren (bij transport), maar ook indirect. De geintroduceerde soorten of herkomsten kunnen ook gevoeliger zijn voor de lokaal voorkomende pathogenen, en daardoor ontwikkelen tot infectiehaarden die dan weer kunnen leiden tot verhoogde infectiestress bij andere soorten.

Een bepaalde infectie kan ook veranderen van weinig naar zeer pathogeen onder invloed van veranderingen in het klimaat zoals temperatuur en neerslag. Ook veranderingen in lokale groeiomstandigheden, zoals bodemverzuring of vermesting, kunnen deze pathogeniteit beïnvloeden.

Sommige boomsoorten die naar voor worden geschoven als klimaatrobuust blijken nu al gevoelig voor schimmelinfecties die een tijd geleden niet bij ons voorkwamen, zoals rodebandjesziekte op Corsicaanse den (*Pinus nigra*). In het geval van ceder (*Cedrus* spp.) wordt eveneens gewaarschuwd voor schimmelinfecties, o.a. bladschimmels van het genus *Sirococcus*. Met andere woorden: waar de geschiktheid van nieuwe soorten al moeilijk te voorspellen is, wordt dit nog complexer als ook de interactie met ziekteverwekkers wordt meegenomen. De nodige voorzichtigheid blijft dus aangewezen.

5.7.2 Klimaatadaptieve maatregelen voor bossen

5.7.2.1. Klimaatbestendigheid: een combinatie van verminderde blootstelling en verhogen van het adaptief vermogen.

De klimaatbestendigheid van een (bos)ecosysteem kan verhoogd worden door de kwetsbaarheid van de aanwezige soorten te verminderen of door het adaptief vermogen van het ecosysteem te verhogen (Demey et al. 2015).

De kwetsbaarheid van soorten is de combinatie van de blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering en de intrinsieke gevoeligheid (en flexibiliteit) van soorten aan klimaatverandering. Via 'effectgerichte maatregelen' kan de beheerder hierop ingrijpen.

Anderzijds kan het adaptief vermogen (i.e. veerkracht) van het ecosysteem verhoogd worden (=ecosysteemgerichte adaptatie), wat ook de klimaatbestendigheid verhoogt. Dat adaptief vermogen hangt echter sterk af van de huidige samenstelling van het bos : de menging van soorten, structuur- en leeftijdsvariatie, genetische diversiteit in de bronpopulatie.
Adaptatiemaatregelen kunnen we dus opdelen volgens twee algemene adaptatieprincipes: ecosysteemgerichte maatregelen en effectgerichte maatregelen (Demey et al. 2015).

5.7.2.2. Verminderde blootstelling : behoud en ontwikkeling van het bosmicroklimaat

De meeste klimaatmodellen zijn toegespitst op open-veld condities. Ze houden vaak geen rekening met de invloed van het aanwezige bosmicroklimaat, en hoe dat wordt beïnvloed door het bosbeheer. Nochtans is de impact van microklimaat zeer belangrijk. In het bos is het in het groeiseizoen een pak minder warm dan daarbuiten. Dat komt omdat de bomen de instraling van het zonlicht tegenhouden, maar ook omdat de bomen door verdamping (evapotranspiratie) de luchttemperatuur ook actief verlagen en zorgen voor een hogere luchtvochtigheid. Omgekeerd zien we dat ook in de winter de temperatuur gebufferd wordt, waarbij de minimumtemperaturen in het bos minder koud zijn dan buiten het bos.

Een uitgebreide wereldwijde analyse door De Frenne et al. (2019) toonde aan dat bossen kunnen functioneren als een thermische isolator, die de omgeving onder het kronendak koelt wanneer de omgevingstemperatuur hoog is (gemiddeld met 1,7°C; bij hoge temperatuurpieken zelfs tot 4°C) en deze opwarmt wanneer de omgevingstemperatuur laag is (+ 1,1°C). Dit verschil is groter dan de gemiddelde opwarming van de landtemperatuur door klimaatverandering in de afgelopen eeuw en het verschil wordt ook groter naarmate de temperaturen extremer worden. Dat betekent dus ook dat bij een opwarmend macroklimaat het microklimaat iets minder snel opwarmt als alle andere factoren constant blijven (De Lombaerde et al. 2021).

Op grotere schaal wordt de sterkte van het bufferend effect van bossen voornamelijk beïnvloed door topografie en afstand tot de zee, waarbij bosbestanden in valleien bijvoorbeeld meer gebufferd zijn van het macroklimaat dan bestanden op een heuveltop (Zellweger et al. 2019). Binnen Vlaanderen is de topografische variatie echter beperkt, al kan de waarde van microreliëf en vallei systemen niet onderschat worden als potentiële microrefugia. Dit zijn koelere zones in een opwarmend landschap die cruciaal kunnen zijn in het behoud van koudeminnende soorten.

Eén van de kenmerken waar de beheerder op kan inspelen, en die een belangrijke impact heeft op het microklimaat, is de bosstructuur, en meer in het bijzonder de sluitingsgraad van het kronendak. De buffering is groter naarmate de kroonsluiting en de biomassa groter zijn. Het verschil in gemiddelde maximale luchttemperatuur in ijle bossen en recent gedunde opstanden ten opzichte van gesloten, niet gedunde opstanden kan oplopen van 1 tot 4 °C (Von Arx et al. 2013; Anderson et al. 2007). Omgekeerd is er in ijle bossen een groter verlies van lange golfstraling 's nachts wat zorgt voor lagere bodemtemperaturen (Rambo en North 2009) en een grotere kans op vorst in het late voorjaar. Ook de boomsoortenkeuze speelt een rol, bomen met een hoger schaduwwerpend vermogen (zoals beuk) hebben een sterker bufferend effect dan bomen met een meer open kroon (zoals eik of berk) (Zellweger et al. 2019). Een gesloten kronendak voorkomt dus

temperatuurextremen, zowel in de omgevingslucht als in de bosbodem en zorgt er ook voor dat de luchtvochtigheid, maar ook de oppervlakkige bodem niet uitdroogt en de bodemvochtgehaltes hoog blijven (Chen et al. 1999; Norris et al. 2012; Geiger et al. 2009; maar zie ook Zhang et al. 2018).

In Vlaamse bossen is de levende biomassa (en het grondvlak) de voorbije decennia gestaag toegenomen van een gemiddelde van 216 m^3 ha (25.8 m^2/ha) in de eerste periode van de bosinventaris 1997-1999 naar 273 m^3/ha (28.7 m^2/ha) in de tweede periode 2009-2018 (Govaere & Leyman 2024). Dit ging gepaard met een toename in kroonsluiting en een afname van lichtbeschikbaarheid op de bosbodem, geïllustreerd door een afname van de lichtminnendheid van de kruidlaagvegetatie (Ellenberg lichtgetal daalde van 5.82 naar 5.61) (Govaere & Leyman 2024).

Dit betekent echter ook dat het bufferend vermogen van onze bossen gaandeweg is toegenomen; op basis van de cijfers van Zellweger et al. (2019) komt een dergelijke toename in grondvlak ongeveer overeen met een toename in bufferend vermogen van de maximumtemperatuur in de zomer van 0.7°C. Als we de zomermaximumtemperatuur beschouwen, is het effect van klimaatverandering dus voor een deel opgevangen door de verandering in bosstructuur. Dit is uiteraard een gemiddelde waarde en op bestandsniveau zijn er ongetwijfeld ook veel bestanden waar het grondvlak is afgenomen en waar het microklimaat meer opgewarmd zal zijn dan verwacht op basis van het macroklimaat. Bovendien kan het kroonvolume niet blijven toenemen. De eerste cijfers van de derde periode van de bosinventaris (2014-2023) wijzen op een lichte afname van het grondvlak (Govaere & Leyman 2024). Mogelijk is die afname veroorzaakt door verstoringen in het kronendak (vb. essentaksterfte), die ook op Europees niveau gestaag toenemen (Senf et al. 2018).

Bewust gesloten houden van het kronendak kan dus een grote bufferende werking uitoefenen op het bosmicroklimaat. Omgekeerd zal het creëren van grote openingen in het kronendak, maar ook een sterke dunning in dit kronendak, belangrijke gevolgen hebben voor het lokale microklimaat. Na kaalslag duurt het bovendien 50 tot 60 jaar voor het originele microklimaat hersteld is (Máliš et al. 2023). Maar het effect gaat ook ruimtelijk nog een stuk verder. Ook in de aangrenzende bosbestanden waar niet werd gekapt wordt de invloed van deze ingreep gevoeld. Het bosmicroklimaat is immers iets dat geleidelijk opbouwt naargelang we dieper het bos in gaan. Vanaf de bosrand neemt de relatieve luchtvochtigheid gradueel toe, evenals de buffering van de luchttemperatuur, bodemvocht... Uitgebreid onderzoek toonde aan dat dit ‘randeffect’ afhankelijk van de studie minstens enkele tientallen tot 100 m breed kan zijn (Schmidt et al. 2017; Meeusen et al. 2021). Een open plek van pakweg één ha groot kan dus het microklimaat in 3.5 tot 7 ha van het aangrenzende bos beïnvloeden (Vandekerkhove 2020).

Ook in het aangrenzende bos zullen bomen dus sterker onderhevig zijn aan droogtestress en krijgen ook organismen die gebonden zijn aan het bosmicroklimaat het moeilijk. Zo toonden Slade et al. (2013) voor macro-nachtvlinders aan dat dergelijke gespecialiseerde bossoorten enkel dieper in het bos worden gevonden en dat ze voldoende grote zones met een ongestoord microklimaat, op meer dan 100 m van de bosranden en grote kapvlaktes, nodig hebben om hun populaties in stand te houden. Gelijkaardige resultaten werden heel recent ook voor Vlaanderen gevonden (Vangansbeke et al. 2025).

Deze ‘randeffecten’ zijn vooral belangrijk voor die soorten die heel gevoelig zijn voor verandering in microklimaat en luchtvochtigheid, zoals slakken en pissenbedden (De Smedt et al. 2018). Dit geldt ook voor mycorrhiza-paddenstoelen (Crockatt 2012). Een goed voorbeeld zijn beukenbossen: niet

alleen de beuken zelf, maar ook de mycorrhiza-paddenstoelen waarmee ze in symbiose leven, zijn zeer gevoelig voor droogte en klimaatextremen en dat kan je ook zien: beuken naast kapvlaktes of in het open landschap kregen het veel harder te verduren in de periode 2018-2019 dan beuken in dicht bosverband (De Keersmaeker & Vandekerkhove 2020). Voor pionierboomsoorten als gewone den en berk zou dat in principe een minder grote rol mogen spelen, omdat deze van nature beter bestand zijn tegen weersextremen, maar het is onduidelijk in hoeverre dit ook geldt voor de mycorrhiza waarmee ook deze soorten verbonden zijn.

Daarbij komt nog dat (externe maar ook interne) bosranden ook veel meer stikstofdepositie kennen. Bosranden treden op als 'hotspots' voor atmosferische verzurende en vermestende polluenten. De abrupte overgang van open terrein naar bos (of de gaten in het kronendak na sterke dunning) veroorzaakt luchtturbulenties waardoor meer stikstof wordt afgezet op de boomkruinen (Wuyts et al. 2013). Daardoor kan de depositie tot vier keer hoger zijn in de bosrand dan in de boskern. De zone met een verhoogde depositie varieert tussen 8 en 108 m van de bosrand (De Schrijver et al. 2007). Verhoogde stikstofdepositie leidt niet alleen tot meer verzuring, verstoring van het nutriëntenevenwicht en verruiging van de vegetatie, het maakt de bomen ook ziektegevoeliger. Dat is o.a. al vastgesteld voor aantastingen met *Sphaeropsis* op naaldbomen. Ook mycorrhiza-schimmels zijn zeer gevoelig voor verhoogde stikstofdepositie. Ze zijn essentieel bij de water- en mineralenopname van bomen, en beschermen de bomen tegen infecties.

Anderzijds bevatten onze bossen ook zeer veel licht- en warmteminnende soorten, die ook de nodige aandacht en leefgebied behoeven. Het blijft dus ook belangrijk om voor die soorten voldoende habitat te voorzien op landschapsschaal.

Het boslandschap in onze regio wordt gekenmerkt door een hoge versnipperingsgraad. Vele bosjes zijn klein en omgeven door open terrein. Als we een buffer van 50 m hanteren blijkt meer dan de helft van de bosoppervlakte van Vlaanderen in een randzone te liggen (58% - De Schrijver et al. 2007).
Grote complexen die zorgen voor een goed gevestigd bosmicroklimaat zijn zeer schaars en er moet dan ook omzichtig mee omgesprongen worden. Het creëren van grotere tijdelijke of permanente open plekken in deze kerngebieden van gesloten bos moeten we dus best vermijden om een sterke verstoring van het microklimaat en de bijhorende fauna en flora te voorkomen. In grotere compacte bossen is het daarom aan te bevelen om een voldoende grote 'kernzone' te voorzien waar het bosklimaat zo goed mogelijk wordt behouden (Merckx et al. 2012, Slade et al. 2013, Vandekerkhove 2020). Dat kunnen onbeheerde reservaten zijn, maar ook boomgerichte beheersystemen met een continue overscherming.

Figuur 33: Schematische voorstelling van een goede zonering van beheertypes in grotere boscomplexen, waarbij behoud en versterking van het bosmicroklimaat in de centrale kern wordt gegarandeerd via nietsdoen-zones (paars) en boomgericht beheer (donkergroen). In de randzone is ruimte voor bosbeheer met lichtboomsoorten, hakhoutbeheer, kleinere kapvlaktes en permanente open plekken.

Wanneer door plotse sterfte van bijvoorbeeld fijnspar grotere open plekken ontstaan in het bos is het dus ook aan te bevelen om hier snel een nieuwe bosgeneratie te ontwikkelen, bij voorkeur beter bestand tegen calamiteiten dankzij een gemengde, aangepaste boomsoortenkeuze (zie verder). Gezien de lange hersteltijd van het microklimaat (50 tot 60 bij grote verstoring, zie Máliš et al. (2023)) is het bij dergelijke gelijkjarige bestanden met een beperkte ondergroei eigenlijk aangewezen om proactief te zorgen voor een hogere structuurvariatie en het bevorderen van verjonging en de vorming van een nevenetage, bijvoorbeeld door het weghalen van individuele bomen.

Tenslotte is het ook belangrijk te werken aan een betere buffering van het bestaande bos. Zeker rond bestaande oude bossen (Ferrarisbos, Vandermaelenbos) is het sterk aanbevolen om een beboste bufferzone van 50-100m breed te ontwikkelen. In deze bufferzone kunnen de hierboven beschreven randeffecten (microklimaat, verhoogde stikstofdepositie) dan worden opgevangen, zodat een zo groot mogelijke oppervlakte van het oorspronkelijke bos een volwaardig bosmicroklimaat kan ontwikkelen. De buitenrand van deze bufferzone is best complex en dicht gesloten, en moet minstens 12,5 m breed zijn, en bestaan uit schaduwwerpende soorten (Meeussen et al. 2021).

De effecten van bosbeheer op temperatuur zijn dus vrij eenduidig: oogst zal leiden tot een afname van het bufferend vermogen en dus tot een warmer microklimaat in de zomer. Op vlak van vochthuishouding is het effect iets complexer, omdat het weghalen van bomen ook de ondergrondse

concurrentie voor water zal verminderen. In een wereldwijde meta-analyse toonden Zhang et al. (2018) aan dat er een trend lijkt te zijn waarbij het bodemvochtgehalte toeneemt na een dunning. Echter, omdat ook de temperatuur zal toenemen en de luchtvochtigheid zal dalen, zal de atmosferische droogte en de vraag naar water van de overblijvende bomen en planten tegelijkertijd ook sterk toenemen. Dat blijkt ook uit metingen met dendrometers van beuken in het Zoniënwoud en Meerdaalwoud, waar vrijgestelde beuken meer droogtestress ervaren dan bomen in een dichtere opstand (Verdonck et al. 2025). Ook in het kader van droogte lijkt het gesloten houden van het kronendak dus belangrijker dan het verminderen van de ondergrondse competitie voor water, tenminste voor deze schaduwboomsoort. Voor zomereik werd er dan weer amper een effect van bestandsstructuur op droogte respons gevonden (Verdonck et al. 2025).

In het voorliggend gedeelte benadrukten we vooral het behoud en ontwikkeling van het bosmicroklimaat door ingrepen in het kronendak te beperken. Er zijn echter nog andere mogelijkheden om de weerbaarheid van bossen te verbeteren. Zo kan men ook het waterbufferend vermogen verbeteren door beheerkeuzes die het bodemkoolstofgehalte verhogen bv. door bodemverbeterende boomsoorten te promoten en verzurende boomsoorten te vermijden. Gemengde bosbestanden met variabele leeftijden en diameters zorgen ook voor weerbaardere bossen en gezondere stabielere bosbestanden.

5.7.2.3 Verhogen van het adaptief vermogen van bossen

Boomsoortenkeuze, menging en complexiteit van de bosbestanden

De bosbeheerder kan niet alleen ingrijpen in de bosstructuur (zie hierboven), maar ook sturen via de boomsoortenkeuze. Dit kan door het inbrengen van specifieke soorten en herkomsten of door selectieve kap van bepaalde soorten en individuen of door mengingen te bevorderen.
Uiteraard is het aanbevolen om vooral in te zetten op boomsoorten die robuust zijn en minder gevoelig zijn voor klimaatextremen en -veranderingen. Maar het is niet evident om de klimaatgevoeligheid van boomsoorten eenduidig te beoordelen. Het voorbeeld van beuk (zie hoger) toont aan dat de gevoeligheid sterk kan afhangen van de context. Daardoor kunnen publicaties elkaar sterk tegenspreken voor soorten waar de lokale context belangrijk is.
In de literatuur worden soms scores toegekend aan boomsoorten om hun droogtegevoeligheid aan te geven (vb. Niinemets & Valladares 2006). Dergelijke scores zijn best met de nodige omzichtigheid te hanteren: een gevoeligheid kan je moeilijk in één cijfer vatten. De spreiding op de waarden zegt daarbij soms meer dan het gemiddelde. Zo zou volgens sommige publicaties wintereik meer droogteresistent zijn dan zomereik, wat ertoe geleid heeft dat iedereen plots wintereik wil aanplanten. Andere literatuur geeft echter aan dat verschillen tussen wintereik en zomereik niet significant zijn, of geven geen verschil aan (Broadmeadow 2009; Früchtenicht et al. 2021)

Wat we voor alle bossen kunnen aanbevelen, is werken naar menging van boomsoorten (bij aanplanting best groepsgewijs) en structuurvariatie. Het is immers algemeen bekend en aangetoond dat gemengde, structuurrijke bossen van klimaat-aangepaste boomsoorten een grotere veerkracht hebben dan gelijkjarige bossen of eensoortige bestanden. Dit voorkomt dat o.a. volledige opstanden verloren gaan door een soortspecifieke plaag en zorgt dus voor een betere risicospreiding (zie o.a. Thomassen et al. 2020; Forceville 2020). Zo werd in een globale studie in jonge aanplanten aangetoond dat gemengde opstanden een lagere spreiding in mortaliteit hadden en dus leiden tot

een meer gelijkmatig resultaat, waarbij negatieve uitschieters vermeden worden. Het combineren van soorten met verschillende eigenschappen (hogere functionele diversiteit) leidde niet enkel tot een daling van de spreiding in mortaliteit, maar ook in een netto toename van de overlevingskans van de boompjes, waarbij droogtegevoelige soorten beter overleven in menging met meer droogteresistente soorten (Blondeel et al. 2024).

Boomgerichte beheersystemen zoals plenterkap en uitkapbos, toekomstboommethode en QD-methode zijn in het bijzonder geschikt om structuur- en soortenrijke bosbestanden te realiseren of in stand te houden (Vandekerkhove et al. 2020). Het ontwikkelen van gelaagdheid in het bos, met een nevenetage of een goed ontwikkelde struiklaag onder de bovenetage zal het microklimaat op de bosbodem beter beschermen, ook en vooral als er sterfte optreedt in de bovenetage. Ook nietsdoen en waar mogelijk kiezen voor natuurlijke verjonging is in veel bossen een optie om een veerkrachtiger bos te verkrijgen: door natuurlijke selectie zullen die bomen en boomsoorten overleven die beter bestand zijn tegen extremen, en ontstaat spontaan een gemengd en structuurrijk bos. Als de uitgangssituatie dan een vrij jong homogeen gelijkjarig bos is, kunnen hier best nog voorafgaand inleidende ingrepen gebeuren om het bos structuurrijker en gevarieerder te maken vooraleer het verder spontaan te laten ontwikkelen.

Inbrengen van niet-inheemse soorten en herkomsten

Keuzes maken in een wereld vol onzekerheden

In het kader van klimaat-slim bosbeheer is een maatregel die vaak wordt aanbevolen, het bijmengen of inbrengen van niet-inheemse soorten en herkomsten waarvan we vermoeden dat ze beter aangepast zijn voor het toekomstige klimaat dan de soorten en herkomsten die hier momenteel voorkomen. Gebeurt dit met uitheemse soorten uit andere continenten, dan spreken we van introductie. Indien het soorten zijn die elders in Europa voorkomen, en hier misschien op langere termijn ook van nature zouden kunnen komen, maar waarbij we actief dit proces versnellen spreken we van ‘assisted migration’.

Over deze maatregel bestaat ook onder onderzoekers nog steeds heel wat discussie: is dit een wenselijke, of zelfs noodzakelijke maatregel of biedt het huidige soortenpalet en de lokale genetische diversiteit voldoende ‘plasticiteit’ om de klimaatverandering op te vangen?

Om klimaatrobuust te zijn moeten de bomen die we nu verjongen of aanplanten zowel aangepast zijn aan ons huidige klimaat, als aan het klimaat van het jaar 2100 en verder (Wessely et al. 2024). We gaven eerder al aan dat het zeer moeilijk te voorspellen is aan welke klimaatcondities onze bomen zullen worden blootgesteld, hoe boomsoorten en herkomsten hiermee zullen omgaan en wat het mogelijke effect is van ziekten en plagen. Het hoeft dan ook niet te verbazen dat prognoses naar toekomstige geschiktheid van boomsoorten en areaalveranderingen door klimaatverandering, geen eenduidig beeld geven voor heel wat soorten (Walentowski et al. 2017). Dat is bijvoorbeeld het geval voor beuk: sommige studies voorspellen een aanzienlijke achteruitgang in de oppervlakte van Europa die geschikt is voor beuk (Meier et al. 2012; Maiorano et al. 2013; Thurm et al. 2018), terwijl anderen beuk zien als één van de grote winnaars, die zijn areaal fors kan uitbreiden (Falk & Hempelmann 2013) of minstens handhaven (Dyderski et al. 2018).

Voorspellende verspreidingsmodellen en klimaatenveloppes voor boomsoorten maken vaak gebruik van actuele klimaatcondities elders in Europa (voor onze regio wordt daarbij de regio van Bordeaux,

Toulouse of de Rijnvallei in Saarland gehanteerd) als referentie voor ons toekomstige klimaat (vb. Desie et al. 2024). Deze aannames gaan uit van de voorspelde gemiddelde temperatuur en -neerslag bij verschillende klimaatscenario's. Een wereldwijde temperatuurstijging kan zich lokaal echter erg verschillend manifesteren. Zelfs bij een gemiddelde stijging van de jaartemperatuur wordt verwacht dat we meer 'grillige' weerpatronen krijgen zoals extreem droge of natte periodes, plotse afwisseling van warme winterdagen en late vorst in het voorjaar. Deze zullen vermoedelijk nog meer bepalend zijn voor de geschiktheid van bepaalde soorten en herkomsten dan de jaargemiddelden. Zo is nu al vastgesteld dat late vorst in het voorjaar de laatste decennia veel vaker voorkomt dan vroeger (Hufkens et al. 2012; Vitasse & Rebetez 2018; Zohner et al. 2020). Bovendien is het verschil in fotoperiode in de regio's die men nu voor ogen heeft ook niet dezelfde als bij ons, met kleinere verschillen in daglengte tussen zomer en winter. Het klimaat dat op ons af komt is dus niet het klimaat van deze regio's maar iets dat momenteel niet bestaat (Boussemaere & Vicca 2020).

Uitheemse boomsoorten- en herkomsten: noodzaak, opportuniteit of risico?

Sommigen pleiten voor een pro-actieve aanpak, waarbij zuidelijke en centraal-Europese soorten en herkomsten worden geïntroduceerd. Men argumenteert dat assisted migration nodig is omdat de soorten die nu voorkomen niet langer een geschikt klimaat zullen vinden, en deze uitheemse soorten en herkomsten niet snel genoeg spontaan kunnen migreren om de klimaatverandering bij te benen (vb. Shaw & Etterson 2012). Dat geldt in het bijzonder voor gebieden met weinig uitgesproken reliëf zoals Vlaanderen en Nederland, omdat soorten hier niet via kleine ruimtelijke bewegingen, zoals hoger of lager op de helling of expositie, een klimaatverandering kunnen opvangen. De migratiesnelheid voor vlakke gebieden zou ruim 7 km/jaar moeten bedragen om verschuivingen door klimaatverandering te volgen. Dit ligt ver boven de gemiddelde natuurlijke verbreidingssnelheid van veel boomsoorten. Daarom wordt gepleit voor het inbrengen van soorten en herkomsten uit gebieden die volgens de gangbare modellen nu het gemiddelde klimaat kennen dat er bij ons zou kunnen komen in 2050 of 2100.

Het idee is dat deze soorten en herkomsten beter aangepast zullen zijn aan het toekomstige klimaat, en op die manier onze bossen diverser en dus robuuster zullen maken. In extreme gevallen zullen ze zelfs de ecologische 'niche' invullen van inheemse soorten die dreigen te verdwijnen omdat ze niet meer zijn aangepast aan het toekomstige klimaat (Desie et al. 2024).

KULeuven, samen met de Bosgroepen Zuid-Nederland en de Koninklijke Bosbouw Maatschappij produceerden recent een uitgebreide studie en een bijhorende online tool die de optie van 'assisted migration' in detail bestudeert, en op basis van modelberekeningen ook suggesties doet wat betreft geschikte boomsoorten voor de toekomst (Desie et al. 2024).
Een aantal soorten die daarbij voor assisted migration worden gesuggereerd zijn elsbes (*Sorbus torminalis*) donzige eik (*Quercus pubescens*), Hongaarse eik *(Quercus frainetto*), plataan (*Platanus orientalis*), moseik (*Quercus cerris*), oosterse beuk (*Fagus orientalis*) en Europese hopbeuk (*Ostrya).* Bij naaldbomen wordt gedacht aan Corsicaanse den (*Pinus nigra subsp. Laricio*, in het bijzonder de cultivar 'Koekelare') en zeeden (*Pinus pinaster*).

Voor uitheemse herkomsten wordt vooral gekeken richting meer zuidelijke en zuidoostelijke herkomsten (Hongarije, Balkan), al is het ook daar weer belangrijk om na te gaan wat de precieze groeicondities zijn van de bosbestanden waar deze herkomsten worden geoogst.

Andere onderzoekers zijn eerder terughoudend, omdat deze aanpak ook heel wat onzekerheden en mogelijke risico's inhoudt. Over de onzekerheden hadden we het al: als we niet precies kunnen voorspellen welk klimaat op ons afkomt, is het niet evident om gericht de geschikte soorten en herkomsten te selecteren. Verder hebben we vaak geen volledig zicht op de actuele genetische diversiteit binnen onze lokale populaties, en in hoeverre deze verschilt van andere herkomsten: zal het bijmengen van andere herkomsten hier zorgen voor een grotere genetische basis, of houdt dit risico's in van 'outbreeding depression' (verliezen van gunstige kenmerken door het mengen van genetisch materiaal).

Ook zijn er een aantal mogelijke ecologische risico's verbonden aan onoordeelkundige introducties waarbij de effecten zich ook niet altijd onmiddellijk manifesteren. Dit is evident voor risico's op invasiviteit van de soort zelf. Deze kunnen sterk afhankelijk zijn van standplaats. Een soort die op één standplaats niet invasief is, kan dat op een andere plaats wel zijn. Voorbeelden hiervan zijn Robinia, Amerikaanse eik, Douglasspar en Amerikaanse vogelkers. Deze risico's op invasiviteit kunnen ook veranderen door een wijzigend klimaat.

Er is bovendien het risico op introductie van nieuwe secundaire (biotische) aantastingen die mogelijk geen probleem vormen voor de oorspronkelijke gastheer, maar wel voor het ecosysteem waarin ze worden geïntroduceerd. Zo zijn er in UK problemen met de eikknoppergal (*Andricus quercus-calicis*) die de eikels van zomereiken aantast, en die zich heeft kunnen verspreiden via de geïntroduceerde moseik (*Quercus cerris*) die als gastheer optreedt voor de seksuele generatie (Hails and Crawley 1991). Omwille van die reden werden in Engeland al op verschillende plaatsen moseiken verwijderd.

Een ander mogelijk knelpunt dat wordt aangehaald is het risico op inkruisen met inheemse soorten en verschillen in fenologie, die kunnen leiden tot een verstoring van de synchroniciteit tussen verschillende trofische niveaus. Daardoor ontstaat een ecologische 'mismatch': de bomen bloeien voordat de insecten er zijn of de piek van bepaalde rupsen komt te vroeg voor de broedvogels die ervan afhankelijk zijn. Dit is bijvoorbeeld bij mezen en bonte vliegenvanger aangetoond (Visser et al. 1998, Both et al. 2006).

Indien overwogen wordt om met uitheemse soorten en herkomsten te werken, is het belangrijk deze risico's en verwachtingen goed in te schatten. Daarom wordt best in eerste instantie gekeken naar die soorten uit aangrenzende regio's of die reeds lang en wijdverbreid in de regio worden toegepast (Desie et al. 2024). Voor deze soorten kunnen we de risico's goed inschatten en is er een goede kennis van hun performantie zowel bij ons als in de oorsprongsgebieden (Vander Mijnsbrugge et al. 2020).

Voor beide standpunten en bijhorende strategieën (terughoudendheid versus proactief ingrijpen) zijn dus goede en wetenschappelijk onderbouwde argumenten. De verschillen in visie hangen vaak samen met de inschatting van het actuele risico bij 'niet ingrijpen'. Zij die ervan overtuigd zijn dat we het met de huidige boomsoorten niet meer redden, vinden dat de genoemde risico's (die zij ook niet ontkennen) niet opwegen tegen het risico van een 'collapse' van het bosecosysteem. Zij die uitgaan van een grotere flexibiliteit en resiliëntie van onze inheemse soorten en populaties vinden dan weer dat we niet overhaast mogen tewerk gaan.

‘No regret’ - maatregelen

De klimaatverandering is urgent, en een nieuwe, meer ‘open’ mindset dringt zich op, ook wat betreft de boomsoort- en herkomstkeuze, waarbij vasthouden aan wat nu aanwezig is misschien niet zal volstaan. Tegelijk zijn er heel wat onzekerheden en onvoorziene risico’s waar we voor moeten beducht zijn.

Omwille van deze onzekerheden en vanuit het voorzorgsprincipe, wordt aanbevolen om voorlopig niet te kiezen voor een ongebreidelde actieve inbreng van allerlei soorten en herkomsten binnen het reguliere bosbeheer (Vander Mijnsbrugge et al. 2020).

In deze tweespalt tussen hoogdringendheid en voorzorgsprincipe heeft het INBO, samen met een aantal academici, in 2020 een aantal aanbevelingen geformuleerd (Vandekerkhove et al. 2020) die we hieronder overnemen.

- Draag zorg voor de eigen autochtone populaties en zaadbestanden. Ze hebben vaak al een brede genetische basis en zijn daardoor vrij robuust. Ze hebben de afgelopen millennia al (kleinere) klimaatschommelingen doorstaan, zoals de kleine ijstijd en warmere periodes en zijn alvast aangepast aan het huidige klimaat. Zelfs als deze in extreme omstandigheden niet meer zouden zijn aangepast voor ons toekomstig klimaat zullen ze een belangrijke genenbron worden voor andere locaties in Europa. Zorg dat ze voldoende beschermd zijn tegen onoordeelkundige beheeringrepen (via beheerplannen of genetische reservaten) en bescherm deze populaties ook tegen genetische vermenging : plant geen uitheemse herkomsten in of tegen deze populaties.

- Werk bij aanplantingen steeds met erkende en aanbevolen herkomsten. De genetische basis voor deze herkomsten is onderzocht en voldoende breed, waardoor ze genoeg plasticiteit kunnen tonen en minder kans hebben om te overreageren. Deze lijst van erkende en aanbevolen herkomsten moet ook verder aangevuld, om de genetische basis te verbreden, zonder evenwel overhaast tewerk te gaan. Daarbij is het belangrijk om de lokale groeicondities van de zaadbestanden goed in kaart te brengen (zuidelijke herkomsten hebben niet noodzakelijk ook warmere of drogere groeicondities).

- Voor soorten of herkomsten waarvan er duidelijke aanwijzingen zijn dat de genetische basis van één herkomst eerder beperkt is (zoals zwarte els - De Kort et al. 2015), kan je bij nieuwe bosaanplanten best verschillende erkende en aanbevolen herkomsten mengen. Ook bij natuurlijke verjonging, waarbij er een vermoeden bestaat dat de genetische basis van de ouderbomen beperkt is, kan je de genetische basis verbreden door actief bij te planten met aanbevolen plantmateriaal (Vander Mijnsbrugge et al. 2020; Vandekerkhove et al. 2020).

- Voor nieuwe soorten en herkomsten zijn wetenschappelijk opgevolgde, goed gedocumenteerde experimentele proefaanplantingen noodzakelijk en wenselijk om onze kennis van hun mogelijkheden en beperkingen te vergroten. Deze experimentele aanplantingen gebeuren best in vooraf vastgelegde zones, op voldoende afstand van waardevolle natuurgebieden en genenbronnen (Konnert et al. 2015; Matyas, 2016).

5.7.2.4 Klimaatadaptatie op landschapsschaal: nood aan grote, gevarieerde en goed verbonden bossen

Het is duidelijk dat klimaatverandering leidt tot ongeziene uitdagingen en grote onzekerheid in het bosbeheer. Veranderende klimatologische omstandigheden leiden momenteel al tot migratie van soorten op kleinere of grotere schaal in een poging om het geschikte microklimaat te volgen. Veel soorten slagen er niet in om de horizontale snelheid van klimaatverandering te volgen, dat geldt bij uitstek voor minder mobiele soorten in een versnipperd landschap met veel obstakels (Lenoir et al. 2020).

Vlaamse bossen zijn extreem versnipperd en bevatten relatief weinig topografische variatie en zijn daarom een uiterst kwetsbaar ecosysteem voor de gevolgen van klimaatverandering (Demey et al. 2015). Het is daarom belangrijk om te investeren in grote, robuuste boscomplexen met veel structuurvariatie waar dus ook op kleinere ruimtelijke schaal variatie in microklimaat kan ontstaan. In koele boskernen is er ruimte voor microrefugia voor koudeminnende soorten, terwijl er in lichtrijkere of warmere zones (vaak in de periferie) ook plaats is voor warmteminnende en zuidelijke soorten die het onder invloed van klimaatverandering beter doen. Op landschapsschaal is het dus belangrijk om te zowel het behoud van koude microklimaten en koudeminnende soorten voorop te stellen (weerstand tegen klimaatverandering), als delen van het landschap te transformeren en een plaats te bieden aan warmteminnende soorten die onvermijdelijk een deel van de toekomstige biodiversiteit zullen vormen (Vangansbeke et al. 2022).

Door bestaande waardevolle bossen te voorzien van voldoende brede bufferzones, waar ook ruimte is voor licht- en warmteminnende soorten, kan men twee doelstellingen combineren: in een grotere zone binnen het oude bos het bosmicroklimaat vrijwaren (door de randeffecten in deze buffer te leggen), en tegelijk ook opportuniteiten creëren voor licht- en warmteminnende, vaak mobielere soorten.

In functie van migratie naar meer geschikte micro- en macroklimaten en voor het bevorderen van de genetische variatie binnen populaties is het tegelijk ook belangrijk om bestaande bossen beter te verbinden. Voor licht- en warmteminnende soorten kunnen bredere houtkanten al werken als corridor voor migratie tussen bossen. Voor koudeminnende bosspecialisten zullen bredere verbindingen of stapstenen met een beter gebufferd microklimaat nodig zijn.

5.7.3 Referenties

Behnke-Borowczyk J., Kwaśna H., Kulawinek B. (2019). Fungi associated with *Cyclaneusma* needle cast in Scots pine in the west of Poland. Forest Pathology, 2019;49:e12487.

Blondeel H., Guillemot J., Martin-StPaul N., Druel A., Bilodeau-Gauthier S., Bauhus J., Grossiord C., Hector A., Jactel H., Jensen J., Messier C., Muys B., Serrano-León H., Auge H., Barsoum N., Birhane E., Bruelheide H., Cavender-Bares J., Chu C., Cumming J.R., Damtew A., Eisenhauer N., Ferlian O., Fiedler S., Ganade G., Godbold D.L., Gravel D., Hall J.S., Hölscher D., Hulvey K.B., Koricheva J., Kreft H., Lapadat C., Liang J., Liu X., Meredieu C., Mereu S., Montgomery R., Morillas L., Nock C., Paquette A., Parker J.D., Parker W.C., Paterno G.B., Perring M.P., Ponette Q., Potvin C., Reich P., Rentch J., Rewald B., Sandén H., Sinacore K., Standish R.J., Stefanski A., Tobin P.C., van Breugel M., Fagundes M.V., Weih M., Williams L.J., Zhou M., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Baeten L. (2024). Tree diversity reduces

variability in sapling survival under drought. Journal of Ecology. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14294.

Brodde L., Adamson K., Julio Camarero J., Castaño C., Drenkhan R., Lehtijärvi A., Luchi N., Migliorini D., Sánchez-Miranda Á., Stenlid J., Özdağ Ş., Oliva J. (2019). Diplodia Tip Blight on Its Way to the North: Drivers of Disease Emergence in Northern Europe. Frontiers in Plant Science 9. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01818.

Bogdziewicz M., Hacket-Pain A., Kelly D., Thomas P.A., Lageard J., Tanentzap A.J. (2021). Climate warming causes mast seeding to break down by reducing sensitivity to weather cues. Global Change Biology 2021; 27; 1952-1961.

Boutte B. (2021). Réussite des plantations forestières de l'année 2020. Ministère de l'Agriculture en d'Alimentation, Département de la santé des forêts.

Ciceu A., Bălăcenoiu F., de Groot M., Chakraborty D., Avtzis D., Barta M., Blaser S., Bracalini M., Castagneyrol B., Chernova U.A., Çota E., Csóka G., Dautbasic M., Glavendekic M., Gninenko Y., Hoch G., Hradil K., Husemann M., Meshkova V., Mujezinovic O., Mutun S., Panzavolta T., Paulin M., Riba-Flinch J.M., Simov N., Sotirovski K., Vasilciuc S., Zúbrik M., Schueler S. (2024). The ongoing range expansion of the invasive oak lace bug across Europe: current occurrence and potential distribution under climate change. Science of the Total Environment, 949 (2024), 174950.

De Keersmaeker L., Vandekerkhove K. (2020). Schrijven we de beuk te snel af? Bosrevue 88, 1-16.

De Lombaerde E., Vangansbeke P., Lenoir J., Van Meerbeek K., Lembrechts J., Rodríguez-Sánchez F., Luoto M., Scheffers B., Haesen S., Aalto J., Christiansen D.M., De Pauw K., Depauw L., Govaert S., Greiser C., Hampe A., Hylander K., Klinges D., Koelemeijer I., Meeussen C., Ogée J., Sanczuk P., Vanneste T., Zellweger F., Baeten L., De Frenne P. (2021). Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. Science of The Total Environment 151338-151338. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151338.

Demey A., De Frenne P., Verheyen K. (2015). Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer. Eindrapport. Forest and Nature Lab, UGent.

De Nocker L., Joris I., Janssen L., Smolders R., Van Roy D., Vandecasteele B., Meiresonne L., Van der Aa B., De Vos B., De Keersmaeker L., Vandekerkhove K., Gerard M., Backx H., Van Ballaer B., van Hove D., Meire P., Van Huylenbroeck G., Bervoets K. (2007). Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM Vito, IMS.2007/IMS/R/333. 259 p

De Pauw K., Depauw L., Calders K., Caluwaerts S., Cousins S.A.O., De Lombaerde E., Diekmann M., Frey D., Lenoir J., Meeussen C., Orczewska A., Plue J., Spicher F., Zellweger F., Vangansbeke P., Verheyen K., De Frenne P. (2023). Urban forest microclimates across temperate Europe are shaped by deep edge effects and forest structure. Agricultural and Forest Meteorology 341: 109632-109632. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109632.

Desie E., Muys B., Casier M., Fonteyn W., Van Meerbeek K., Haesen S., Van Beek E., Chevalier R., Nyssen B., Thomassen E., Jense W., Dassonville N., Losseau J., Badalement L. (2024). Eindrapport

klimaatbomen - Opmaak van een lijst en begeleidend document met aangepaste boomsoorten en herkomsten voor Vlaanderen in functie van klimaatsverandering. Rapport in opdracht van ANB, ANB-GGW-2022-110.

De Smedt P. (2018). Edge effects on the distribution of litter-dwelling arthropods in small forest fragments in agricultural landscapes. Ghent University.

Drobyshev I., Övergaard R., Saygin I., Niklasson M., Hickler T., Karlsson M., Sykes M.T. (2010). Masting behaviour and dendrochronology of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. Forest Ecology and Management 259, 2010, 2160-2171.

Dubach V., Queloz V. (2017). Douglasie: weniger robust als erhofft. Wald und Holz 5/17, 28-30.

Früchtenicht E., Bock J., Feucht V., Brüggemann W. (2021). Reactions of three European oak species (Q. robur, Q. petraea and Q. ilex) to repetitive summer drought in sandy soil. Trees, Forests and People 5, 100093.

Govaere L., Leyman A. (2024). Vlaamse bosinventarisatie Agentschap Natuur en Bos (VBI1: 1997-1999; VBI2: 2009-2018; VBI3: 2019-2023).

Kunert N. (2019). Das Ende der Kiefer als Hauptbaumart in Mittelfranken. AFZ-DerWald, 3/2019, 24-25.

Larjavaara M., Brotons L., Corticeiro S., Espelta J. M., Gazzard R., Leverkus A., Lovric N., Maia P., Sanders T., Svoboda M., Thomaes A., Vandekerkhove K. (2023). Deadwood and Fire Risk in Europe: Knowledge Synthesis for Policy. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 20 blz.

Lebourgeois F., Delpierre N., Dufrêne E., Cecchini S., Macé S., Croisé L., Nicolas M. (2018). Assessing the roles of temperature, carbon inputs and airborne pollen as drivers of fructification in European temperature deciduous forests. European Journal of Forest Research, https://doi.org/10.1007/s10342-018-1108-1

Lenoir J., Bertrand R., Comte L., Bourgeaud L., Hattab T., Murienne J., Grenouillet G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. Nature Ecology & Evolution 4 (8): 1044-1059.

Manion P.D. (1991) Tree disease concepts, 2nd edn. PrenticeHall, New Jersey

Meeussen C., Govaert S., Vanneste T., Bollmann K., Brunet J., Calders K., Cousins S.A.O., De Pauw K., Diekmann M., Gasperini C., Hedwall P.O., Hylander K., Iacopetti G., Lenoir J., Lindmo S., Orczewska A., Ponette Q., Plue J., Sanczuk P., Selvi F., Spicher F., Verbeeck H., Zellweger F., Verheyen K., Vangansbeke P., De Frenne P. (2021). Microclimatic edge-to-interior gradients of European deciduous forests.Agricultural and Forest Meteorology, 311, 108699.

Michel A., Haggenmüller K., Kirchner T., Prescher A.-K., Schwärzel K., Wohlgemuth L., editors (2024). Forest Condition in Europe: The 2024 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde: Thünen Institute.

Moraal L.G. (1995). De roodzwarte dennecicade, *Haematoloma dorsatum*. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 1995, 170-177.

Netherer S., Schopf A. (2010). Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. Forest Ecology and Management, Volume 259, Issue 4, 831-838.

Nussbaumer A., Waldner P., Etzold S., Gessler A., Benham S., Margrete Thomsen I., Jørgensen B.B., Timmermann V., Verstraeten A., Sioen G., Rautio P., Ukonmaanaho L., Skudnik M., Apuhtin V., Braun S., Wauer A. (2016). Patterns of mast fruiting of common beech, sessile and common oak, Norway spruce and Scots pine in Central and Northern Europe. Forest Ecology and Management 363, 2016, 237-251.

Nussbaumer A., Waldner P., Apuhtin V., Aytar F., Benham S., Bussotti F., Eichhorn J., Eickenscheidt N., Fabianek P., Falkenried L., Leca S., Lindgren M., Manzano Serrano M.J., Neagu S., Nevalainen S., Pajtik P., Potočić N., Rautio P., Sioen G., Stakėnas V., Tasdemir C., Margrete Thomsen I., Timmermann V., Ukonmaanaho L., Verstraeten A., Wulff S., Gessler A. (2018). Impact of weather cues and resource dynamics on mast occurrence in the main forest tree species in Europe. Forest Ecology and Management 429, 2018, 336-350.

Pretzsch H. (2021). Trees grow modulated by the ecological memory of their past growth. Consequences for monitoring, modelling, and silvicultural treatment. Forest Ecology and Management 487: 118982. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118982.

Read D.J., Freer-Smith P.H., Morison J.I.L., Hanley N., West C.C., Snowdon P. (eds) (2009). Combating climate change– a role for UK forests. An assessment of the potential of the UK's trees and woodlands to mitigate and adapt to climate change. The Stationery Office, Edinburgh.

Senf C., Pflugmacher D., Zhiqiang Y., Sebald J., Knorn J., Neumann M., Hostert P., Seidl R. (2018). Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. Nature Communications 9 (1). https://doi.org/10.1038/s41467-018-07539-6.

Senf C., Seidl R. (2021). Storm and fire disturbances in Europe: distribution and trends. Global Change Biology n/a (n/a). https://doi.org/10.1111/gcb.15679.

Sioen G., Verschelde P., De Haeck A., Roskams P., Steenackers M., De Cuyper B. (2020). De gezondheidstoestand van es in Vlaamse bossen. Resultaten uit de permanente steekproef 2014-2019. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (51). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Sioen G., Verschelde P., Roskams P. (2024). Bosvitaliteitsinventaris 2023. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet (Level 1). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://doi.org/10.21436/inbor.102411295

Slade E.M., Merckx T., Riutta T., Bebber D.P., Redhead D., Riordan P., Macdonald D.W. (2013). Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. Ecology 94 (7): 1519-1530. https://doi.org/10.1890/12-1366.1.

Ssymank A., Röhring M., Ellwanger G., Scheele S. (2024). Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel. Forschungsbedarfe und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Massnahmen. BfN-Schriften 681. Bundesamt für Naturschutz.

Tubby K., Adamčikova K., Adamson K., Akiba M., Barnes I., Boroń P., Bragança H., Bulgakov T., Burgdorf N., Capretti P., Cech T., Cleary M., Davydenko K., Drenkhan R., Elvira-Recuenco M., Enderle R., Gardner J., Georgieva M., Ghelardini L., Husson C., Iturritxa E., Markovskaja S., Mesanza N., Ogris N., Oskay F., Piškur B., Queloz V., Raitelaitytė K., Raposo R., Soukainen M., Strasser L., Vahalík P., Vester M., Mullett, M., 2023. The increasing threat to European forests from the invasive foliar pine pathogen, *Lecanosticta acicola*. Forest Ecology and Management, 536 (2023), 120847.

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476)

Van Westen R., Kliphuis M., Dijkstra H. (2024). Physics-based early warning signal shows that AMOC is on tipping course. Science Advances 10 (6). DOI: 10.1126/sciadv.adk1189.

Vandekerkhove K. (2020). 'Coldspots' in bossen: belangrijke 'hotspots' voor bosgebonden soorten. Bosrevue 86a, 1-11.

Vandekerkhove K., Verstraeten A., Sioen G., Cools N., De Keersmaeker L., De Vos B., Lettens S., Neirynck J., Steenackers M., Thomaes A., Vanden Broeck A., Vander Mijnsbrugge K., Muys B., Verheyen K., Campioli M., Van Waeyenberghe S. (2020). Klimaatslim bosbeheer: van wetenschappelijke achtergrond naar aandachtspunten voor de praktijk. Advies van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek INBO.A.4000.

Vander Mijnsbrugge K. (2025). Natuurindicator bladontwikkeling bij eik en beuk. https://www.vlaanderen.be/inbo/indicatoren/bladontwikkeling-bij-eik-en-beuk

Vander Mijnsbrugge K., Malanguis JM., Moreels S., Lauwers A., Thomaes A., De Keersmaeker L., Vandekerkhove, K. (2021). Growth Recovery and Phenological Responses of Juvenile Beech (Fagus sylvatica L.) Exposed to Spring Warming and Late Spring Frost. Forests 12, doi.10.3390/f12111604

Vangansbeke P., De Lombaerde E., Depauw L., De Pauw K., Haesen S., Meeussen C., Sanczuk P., Van Meerbeek K., Vanneste T., De Frenne P. (2022). Het belang van microklimaat in Vlaamse bossen. Natuurfocus 21 (1): 13-23.

Vangansbeke P., De Smedt P., Mestdagh C., Govaert S., Meeussen C., Vanneste T., Bonte D., Calders K., Lenoir J., Spicher F., Ponette Q., Blondeel H., DeCock E., De Pauw K., De Schuyter W., Dhiedt E., Perring M. P., Sanczuk P., Van Den Berge S., De Frenne P. (2025). Negative effects of forest edges and canopy opening on moth communities. Forest Ecology and Management, 585. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122661

Vannini A., Vettraino A. (2001). Ink disease in chestnuts: impact on the European chestnut. Forest Snow and Landscape Research, 76, 3, 345-350.

Verdonck S., Geussens A., Zweifel R., Thomaes A., Van Meerbeek K., Muys B. (2025). Mitigating drought stress in European beech and pedunculate oak: The role of competition reduction. Forest Ecosystems 100303. https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100303.

Verheyen K., Haegeman K., Cornelis W. (2024). Soil physical characteristics predict sapling performance in recent afforestation projects in Flanders (northern Belgium) subjected to drought. Forest Ecology and Management 572, 122304.

WBW - Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik (2021). Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel. Berlin, 192 pp.

Wessely J., Essl F., Fiedler K., Gattringer A., Hülber B., Ignateva O., Moser D., Rammer W., Dullinger S., Seidl, R. (2024). A climate-induced tree species bottleneck for forest management in Europe. Nature Ecology & Evolution 8, 1109–1117.

Zebisch M., Grothmann T., Schröter D., Hasse C., Fritsch U., Cramer W. (2005). Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Umweltforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 201 41 253 UBA-FB 000844 Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.

Zellweger F., Coomes D., Lenoir J., Depauw L., Maes S.L., Wulf M., Kirby K.J., Brunet J., Kopecký M., Máliš F., Schmidt W., Heinrichs S., den Ouden J., Jaroszewicz B., Buyse G., Spicher F., Verheyen K., De Frenne P. (2019). Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. Global Ecology and Biogeography 28 (12): 1774-1786. https://doi.org/10.1111/geb.12991.

Zhang X., Guan D., Li W., Sun D., Jin C., Yuan F., Wang A., Wu J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. Forest Ecology and Management 429: 36-43. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027.

6. Hoe gevoelig zijn soorten voor klimaatverandering en hoe passen ze zich aan aan klimaatverandering?

In dit hoofdstuk zoomen we in op een soortengroep

- Wat zijn de gevolgen van de meest recente klimaatveranderingen voor soorten?
- Met welke klimaatadaptieve maatregelen kunnen we soorten weerbaar maken voor toekomstige klimaatveranderingen?

6.1 Case dagvlinders

Dirk Maes

6.1.1. Klimaatextremen drijven het gentiaanblauwtje naar de rand van uitsterven in Vlaanderen

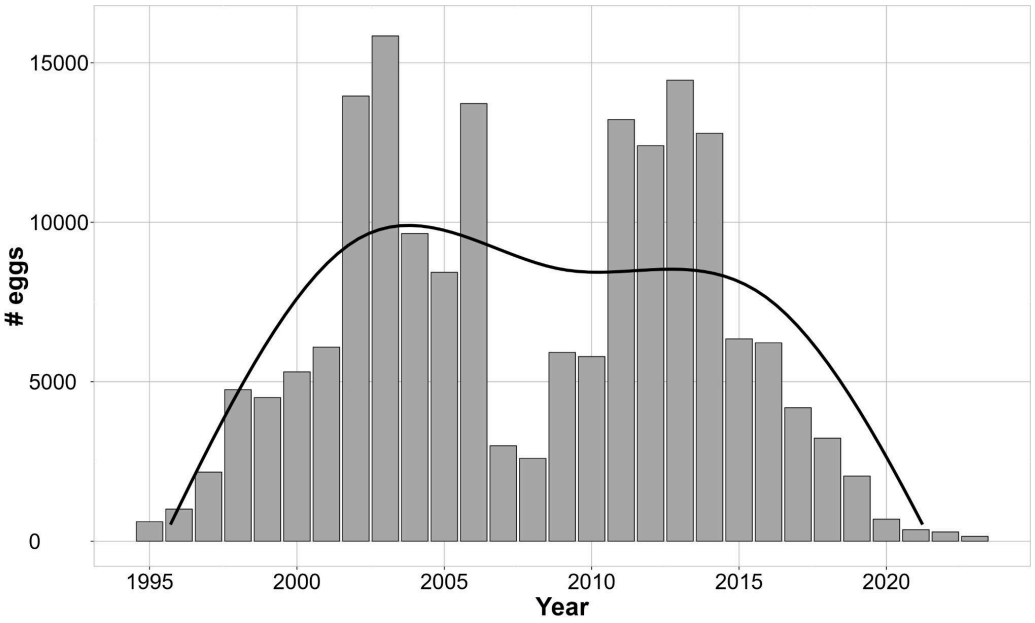
6.1.1.1. Het gentiaanblauwtje: de koekoek onder de dagvlinders

Het gentiaanblauwtje heeft een bijzonder complexe levenscyclus en dat maakt het een moeilijke soort om te behouden. Wijfjes leggen eind juli – begin augustus eitjes op klokjesgentiaan, een zeldzame plant van natte heide. Na enkele dagen kruipt de rups uit de onderkant van het ei naar het vruchtbeginsel van de plant om daar vervolgens tien dagen lang van de gentiaan te eten. Zodra de rups 3-4 mm groot is, boort ze een gat om uit de bloem te kruipen en laat zich dan op de grond vallen in de hoop door steekmieren van het genus *Myrmica* (in Vlaanderen voornamelijk de Bos- en de Moerassteekmier, *Myrmica ruginodis* en *Myrmica scabrinodis*) meegenomen te worden in het ondergrondse mierennest (Tartally et al. 2019). De rups van het gentiaanblauwtje bootst op chemische wijze de geur van de mierenlarven na, waardoor de mieren denken dat één van hun larven uit het mierennest geraakt is en weer naar binnen gebracht moet worden. De mieren voeden de rups van het blauwtje alsof het één van hun eigen mierenlarven is. Dit doen ze van het najaar tot het volgende voorjaar met prooien (bv. andere insecten) die ze buiten het nest verzamelen. Zodra de verpopping eraan komt (eind juni – begin juli) kruipt de rups naar de bovenste kamer van het mierennest. Wanneer de vlinder daar later uit de pop komt, haast die zich naar buiten vooraleer het verraad ontdekt wordt en de mieren de pas ontpopte vlinder als prooi aanzien. Dan gaat die zijn vleugels oppompen en uitharden, waarna de hele cyclus voor het gentiaanblauwtje opnieuw kan beginnen (Maes et al. 2013).

6.1.1.2. Monitoring: aantal eitjes van gentiaanblauwtje in vrije val

Het gentiaanblauwtje is altijd al behoorlijk zeldzaam geweest in Vlaanderen, maar ook elders in NW Europa (Nederland: WallisDeVries et al. 2024; Denemarken: Boe et al. 2022). In de jaren 1990 werd

de soort in de Kempen nog in iets meer dan 60 kilometerhokken waargenomen. Dat aantal is in 2024 teruggelopen tot vijf, wat een achteruitgang van meer dan 90% betekent. Ook in het Natuurpuntreservaat het Hageven in Pelt (Limburg), één van de strongholds van het gentiaanblauwtje in Vlaanderen waar sinds 1995 jaarlijks afgezette eitjes geteld worden, is de achteruitgang dramatisch: in 2003 werden er nog meer dan 15.000 eitjes van de vlinder geteld, terwijl er dat in 2023 welgeteld 151 waren (Maes et al. 2024). Dat is een achteruitgang van maar liefst 99%! Sinds 2016 worden de resterende populaties van gentiaanblauwtje opgevolgd in het soortenmeetnetten project (meetnetten.be). In dit project bundelen het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), het Agentschap Natuur en Bos (ANB), Natuurpunt Studie en vele vrijwilligers de krachten om niet alleen het gentiaanblauwtje, maar ook heel wat andere prioritaire soorten voor het Vlaamse natuurbehoud te monitoren (Herremans et al. 2014). Ook hier stellen we een duidelijke achteruitgang vast met aantallen die met gemiddeld 18% per jaar achteruitgaan ten opzichte van 2016 (Figuur 34, rechts).



Figuur 34: Trend van het aantal getelde eitjes per jaar in het Natuurpuntreservaat het Hageven (Bron: Maes et al. 2024).

6.1.1.3. Een dodelijke cocktail van stikstof en klimaat

Willen we het gentiaanblauwtje van de ondergang in Vlaanderen redden, dan moeten we uiteraard eerst weten wat de bijzonder sterke achteruitgang van de soort veroorzaakt heeft. Heel wat van de vroegere populaties waren altijd al zeer klein en velen waren helemaal geïsoleerd van andere populaties. Kleine veranderingen (bv. droge of net heel natte zomer, tekort aan klokjesgentianen …) in gebieden met kleine populaties leiden vaak tot het verlies van deze soort in die gebieden. We zien bijvoorbeeld dat de gemiddelde afstand tussen gentiaanblauwtjespopulaties verdrievoudigd is ten opzichte van de jaren 1990: destijds bedroeg die afstand ongeveer 9 km, terwijl we nu spreken over

bijna 27 km (Maes et al. 2024). Dat zijn afstanden die voor een weinig mobiele soort als het gentiaanblauwtje niet meer te overbruggen zijn. Naast de versnippering van de populaties is ook de kwaliteit van heel wat gebieden sterk achteruitgegaan. Aanvankelijk gebeurde dat door een sterke vergrassing veroorzaakt door hoge stikstofdepositie, maar nadien ook door de recente droge zomers die gepaard gaan met een verdroging van de resterende natte heiden. Vergrassing en een hogere groei van de vegetatie door stikstofdepositie zorgen ervoor dat het microklimaat dicht bij de bodem sterk afkoelt (WallisDeVries & van Swaay 2006), terwijl de mieren waar de gentiaanblauwtjes zo afhankelijk van zijn net houden van natte, maar warme plekjes om hun nest te bouwen.

6.1.1.4. Effecten van klimaatextremen op het Gentiaanblauwtje

Klimaatmodellen voorspellen een noordwaartse verplaatsing van het verspreidingsgebied van het Gentiaanblauwtje en aangezien het Noordwest-Europese verspreidingsgebied van de soort in Vlaanderen hier aan de zuidgrens van haar areaal zit, dreigt het gentiaanblauwtje uit Vlaanderen te verdwijnen. Door de lange droge zomers van de laatste jaren zoeken de mieren ook nattere oorden op waardoor de kans dat de rupsen van de gentiaanblauwtjes opgepikt worden door hun waardmieren sterk verminderd is. Anderzijds kan ook overvloedige regenval op korte tijd voor problemen zorgen, omdat mierennesten dan kunnen verdrinken vooraleer de mieren zich uit de voeten kunnen maken waarbij ze vaak de rupsen van de gentiaanblauwtjes mee verhuizen (WallisDeVries & Limpens 2020).

6.1.1.5. Kunnen we het tij nog keren?

Dat een aangepast natuurbeheer het gentiaanblauwtje ten goede kan komen, werd bewezen in het Hageven. Daar werd het beheer grotendeels afgestemd op het behoud van de soort en dat bleek (aanvankelijk) zeer succesvol. De aantallen namen er sterk toe na het verschijnen van het soortbeschermingsplan in 2000 (Vanreusel et al. 2000) waarin maatregelen stonden die in het Hageven minutieus uitgevoerd werden: kleinschalig plaggen van enkele vierkante meters in de onmiddellijke nabijheid van Klokjesgentianen zodat die gemakkelijker kunnen kiemen, uitrasteren van zones met Klokjesgentianen die rijkelijk belegd werden met eitjes van het gentiaanblauwtje zodat de grazers daar niet bij konden, vernatten van zones natte heide door hermeandering van de Dommel …. Tot 2014 bleven de aantallen eitjes er vrij hoog, wat duidde op een relatief grote populatie (Figuur 34 links), maar de droge zomers van de laatste jaren en de daarmee gepaard gaande achteruitgang van de kwaliteit van de habitat hebben ervoor gezorgd dat zelfs soortspecifieke natuurbeheermaatregelen nauwelijks nog soelaas kunnen bieden tegen klimaatverandering. Het effect van extreme regenval kan enigszins verholpen worden door voldoende microreliëf te creëren in natte terreinen. Hierdoor kunnen mieren gemakkelijker en sneller een dreigende overstroming van het nest vermijden door iets hogere plekken op te zoeken. In droge terreinen kunnen negatieve gevolgen van extreme droogte opgevangen worden door het herstel van lokale hydrologische systemen waardoor terreinen langer vochtig blijven. Het aanpakken van de klimaatverandering en het terugdringen van de stikstofdepositie zijn twee problemen die niet van vandaag op morgen opgelost kunnen worden. Een sterk soort- en gebiedsgericht beleid is dringend nodig. Niet alleen het

gentiaanblauwtje, maar ook andere (heide)soorten zoals de heivlinder, de kommavlinder en het heideblauwtje zouden hier zeker wel bij varen.

6.1.2. Klimaatverandering lokt de argusvlinder in een fenologische val

6.1.2.1. De argusvlinder

De argusvlinder komt voor in open graslanden met een korte vegetatie. De soort heeft twee tot drie generaties per jaar waarvan de eerste vliegt van begin april tot eind juni, de tweede van eind juni tot begin september en een eventuele derde van begin september tot eind oktober. De wijfjes zetten de eitjes afzonderlijk af op allerlei grassen waaronder boskortsteel, kropaar, bochtige smele, gestreepte witbol en struisgras. Dit doen ze vaak op de rand van graspollen of op grassen in open vegetatie tegen muurtjes (vandaar de Engelse naam wall brown), afrasteringen of onder een haag. De half volgroeide rups overwintert tussen het strooisel en de verpopping gebeurt onder in een graspol (Eeles 2019).

6.1.2.2. Verspreiding en trend

De verspreiding van de argusvlinder in Vlaanderen was vrij stabiel tot in de jaren 1980, maar sindsdien neemt de soort sterk af. De achteruitgang is het grootst op de zandgronden, waar de populaties in de Kempen ondertussen allemaal verdwenen zijn. Op kleigronden in de buurt van de kust lijkt de argusvlinder nog wel stand te houden. De overige vindplaatsen van deze vlinder beperken zich tot het Antwerpse havengebied, het zuidoosten van Limburg en de Voerstreek. Ook in Groot-Brittannië en Nederland blijven de kustpopulaties relatief stabiel, in tegenstelling tot de populaties in het binnenland die sterk achteruitgegaan zijn (Eeles 2019; De Vlinderstichting 2024).

6.1.2.3. Oorzaken van achteruitgang

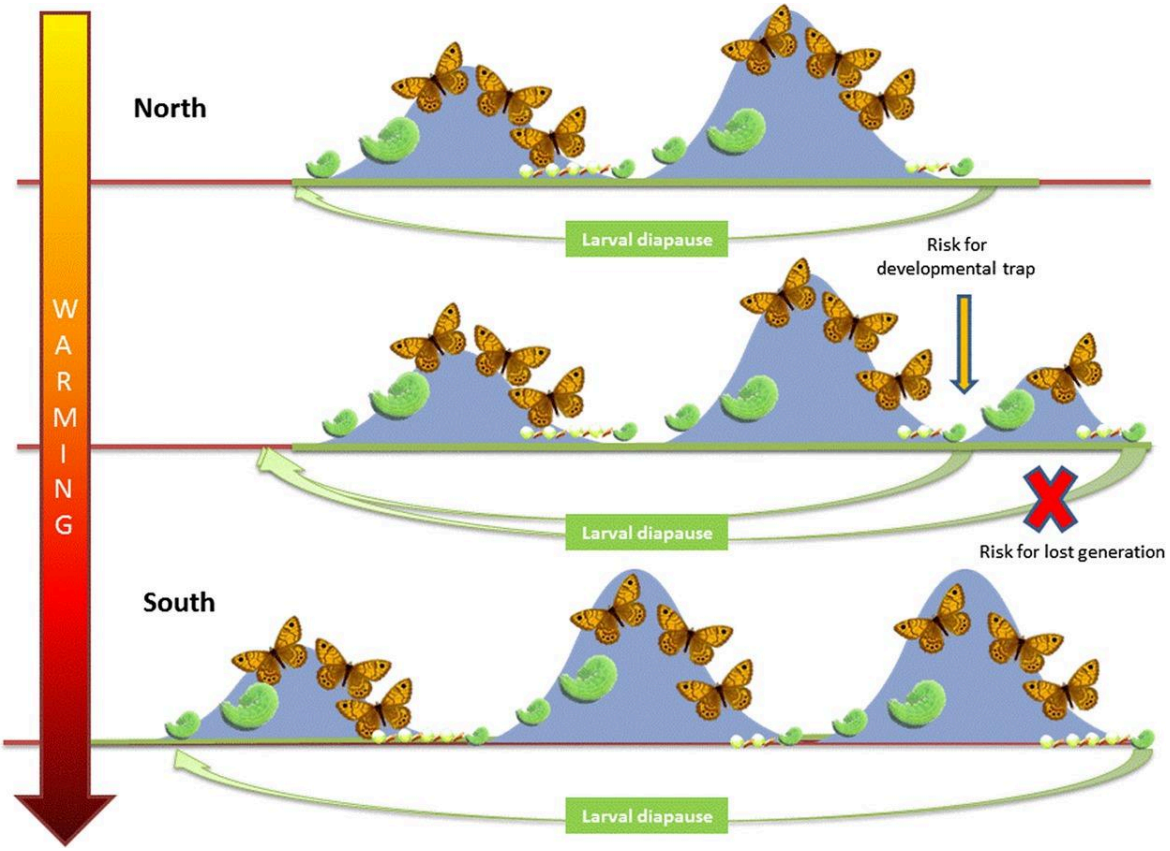
Stikstofdepositie wordt door verschillende onderzoekers als een van de voornaamste oorzaken van de sterke achteruitgang van de argusvlinder aangeduid (Bink & Siepel 1996; Stip et al. 2014; Klop et al. 2015). Klimaatverandering kan echter ook een belangrijke rol spelen. Zelfs met de minimaal verwachte klimaatverandering (langdurige perioden van hitte en droogte in de zomer en vorst en nattigheid in de winter) zou 11 tot 34% van de soorten uit verschillende taxa op termijn kunnen uitsterven (Thomas et al. 2004). Klimaatverandering beïnvloedt niet alleen de verspreiding van soorten, maar ook de fenologie, d.w.z. de timing en lengte van bepaalde fasen in het leven van een organisme. Modellen tonen aan dat het klimaat in België in 2050 nog steeds geschikt zou zijn voor de argusvlinder (Settele et al. 2008), maar die modellen hielden geen rekening met mogelijke veranderingen in de fenologie.

6.1.2.4. Klimaatverandering als voornaamste schuldige?

Klimaatverandering zorgt globaal voor extremere temperaturen en regenval en voor hogere temperaturen. Dit kan ook het microklimaat waarin rupsen groeien sterk beïnvloeden en wel op twee manieren: voor soorten waarvan de rupsen relatief hoog in de vegetatie zitten, betekent dit een opwarming, maar voor soorten waarvan de rupsen op bodemniveau leven, betekent dat net een afkoeling omdat de vegetatie bij hogere temperaturen ook hoger en sneller gaat groeien, mede door een hoge stikstofdepositie (WallisDeVries & van Swaay 2006). Veranderingen in het microklimaat zouden dus mee kunnen verklaren waarom de argusvlinder zo sterk achteruitgegaan is in Vlaanderen (Puls et al. 2013). Een opwarmend klimaat kan meer gebufferd worden in de koelere Polders dan in de zandige Kempen. Om dit te testen, werden in de zomer van 2012 enkele wijfjes van de argusvlinder gevangen in het Antwerpse havengebied om een kweek van de vlinder op te starten. Eenmaal de rupsen uit eitjes gekomen waren, werden bloempotten met grassen verspreid over vier studiegebieden: twee voormalige locaties van de argusvlinder (Herentals en Rijkevorsel in de Kempen) en twee huidige locaties (Nieuwpoort en Stuivekenskerke in de Polders). Zowel de temperatuur op 5 cm boven de bodem, waar de ontwikkeling van de rupsen plaatsvindt, als de omgevingstemperatuur in de zon en in de schaduw werden op de locaties elk uur geregistreerd. De temperatuur dicht bij de bodem was in de Kempen gemiddeld 1,2° C hoger dan in de Polders. De gemiddelde omgevingstemperatuur in de zon verschilde slechts 0,5° C in het voordeel van de Kempen. Dit is het gevolg van de snellere en hogere opwarming van zandgronden in de Kempen ten opzichte van de kleigronden in de Polders.

6.1.2.5. De fenologische val

In de Polders ging de helft van de rupsen van de tweede generatie als rups de winter in, terwijl in de Kempen alle rupsen verpopten en een derde generatie vlinders voortbrachten. Een mogelijke hypothese is dat de populaties van de argusvlinder in de Kempen door de hogere temperatuur, en dus een snellere ontwikkeling, gedwongen werden om door te groeien naar een derde generatie vlinders. In de Polders worden de nakomelingen van de tweede generatie door de lagere temperaturen gespreid over de derde generatie vlinders en overwinterende exemplaren die uitkomen in de volgende lente (Figuur 35). Het voortbrengen van een derde generatie vlinders kan een populatie sterk vergroten en dus in gunstige omstandigheden voordelig zijn. In ongunstige omstandigheden, bijvoorbeeld bij slecht weer, een verlaagd nectaraanbod en/of een verminderde kwaliteit van de waardplanten in de late herfst, kan een derde generatie echter een riskante investering zijn (Van Dyck et al. 2015). Als populaties een slechte derde generatie hebben, worden er minder eitjes afgezet die de basis vormen voor de eerste generatie vlinders van het volgende jaar. In de Kempen zou zo een slechte derde generatie een populatie sterk kunnen verzwakken, terwijl in de Polders de nakomelingen van de derde generatie steeds aangevuld worden met overwinterende nakomelingen van de tweede generatie vlinders van vorige zomer. Hierdoor kan in de Polders het effect van een slechte nazomer en herfst worden gebufferd.



Figuur 35: Schematische weergave van de fenologische val (© Van Dyck et al. 2015).

6.1.2.6. Toekomst

Omwille van de sterke achteruitgang, de onzekerheid over de oorzaak hiervan en de talloze bedreigingen die de argusvlinder boven het hoofd hangen, was de soort opgenomen in een soortbeschermingsprogramma in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (Segers et al. 2014b).

Aangezien de argusvlinder vooral buiten natuurgebieden voorkomt, zijn inspanningen op landschapschaal nodig (Warren et al. 2021). Om nieuwe gebieden te koloniseren of kleine restpopulaties te verbinden, moet de vlinder routes vinden doorheen ons sterk versnipperde en verstedelijkte landschap (Maes et al. 2022). Voor de argusvlinder zouden dit kanaalbermen, wegbermen of rivieroevers kunnen zijn. Dit zijn allemaal typische, vaak relatief schrale, grazige bermen in het landschap waar de argusvlinder vroeger veelvuldig voorkwam. In de Polders zien we nu nog steeds dat bijvoorbeeld de bermen langs de IJzer of langs fietspaden belangrijke toevluchtsoorden zijn voor deze soort. Als dit ook in de rest van Vlaanderen bereikt kan worden, zou de argusvlinder zich via de kanalen vanuit het Antwerps havengebied, Sint-Pietersberg of de Polders weer kunnen verspreiden over heel Vlaanderen.

6.1.3. Klimaatverandering maakt van de heivlinder af en toe een bosvlinder

6.1.3.1. De heivlinder

De heivlinder komt in Vlaanderen in twee regio's en twee verschillende biotopen voor: de (vastgelegde of grijze) duinen aan de kust enerzijds en droge heide in de Kempen anderzijds. De soort gebruikt in beide gebieden ook andere waardplanten (helm in de duinen en buntgras op de heide; Maes et al. 2013) en daarom worden ze ook als aparte behoudseenheden beschouwd. Die waardplanten worden enkel gebruikt wanneer die omringd worden door open grond die zorgt voor een warm microklimaat. De heivlinder is een vrij mobiele dagvlinder waarvan bekend was dat hij afstanden van 10-15 kilometer kon afleggen (Dennis et al. 1998). Recent genetisch onderzoek in Vlaanderen heeft echter aangetoond dat er zeer occasioneel uitwisseling is tussen de duin- en heidepopulaties over afstanden van bijna 200 kilometer (De Ro et al. 2021b). Heivlinders verkiezen duinen en heiden met veel structuurverschillen. Open zandplekken zijn noodzakelijk om bij koel weer snel te kunnen opwarmen, maar ook voor mannetjes om een territorium te verdedigen. Bij heel warm weer kan het op de heide echter ook te warm worden en zijn bomen, struiken of steile duinwanden nodig om af te koelen.

6.1.1.2. Belang van bosranden en bomen in de heide en schaduwkantjes in de duinen

Stikstofdepositie en extreme droogte zijn de twee belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van de heivlinder in NW-Europa (De Ro et al. 2021a; van Strien et al. 2011). Een overmaat aan stikstof en een warmer klimaat zorgen ervoor dat grassen zoals pijpenstrootje en bochtige smele de heide gaan overgroeien waardoor open, snel-opwarmende plekken verdwijnen. Extreme droogte zorgt dan weer voor verdorde waardplanten enerzijds en een veel lagere nectarproductie door struikhei anderzijds (Kuppler & Kotowska 2021), terwijl nectar broodnodig is als energiebron en voor de aanmaak van de eitjes.

Aangezien de heivlinder een warmteminnende vlinder is, gaat men er gemakshalve van uit dat de soort bestand is tegen hoge temperaturen. Op het heetst van de dag werden in de gekende populaties echter nauwelijks heivlinders waargenomen en vreesden sommige conservators zelfs dat de soort uit hun gebied verdwenen was. In de meeste gevallen bleek dat echter niet zo te zijn, maar moesten we de heivlinders gaan zoeken in de bosranden of zelfs in het bos in heidegebieden of onder steile schaduwkantjes of struwelen in de duinen. Ook voor warmteminnende heide- en duinsoorten kan het dus te warm worden en zijn beschuttende elementen een noodzakelijk onderdeel van een geschikt heivlindergebied. In de praktijk betekent dit dat de heide zeker niet helemaal open gehouden dient te worden, maar dat er hier en daar groepjes bomen of een voldoende grote bosrand behouden moeten blijven en dat er in de duinen ook struweel aanwezig moet zijn waar de heivlinder verkoeling kan vinden op hete dagen.

6.1.1.3. Soortenbeschermingsprogramma heivlinder

In 2014 werd een basisrapport voor het soortenbeschermingsprogramma van de heivlinder opgemaakt (Segers et al. 2014a). In 2021 kreeg dit programma een vervolg waarbij een meer gedetailleerd plan van aanpak werd opgesteld (De Ro et al. 2021a), inclusief translocaties naar gebieden waar de soort recent verdwenen was. De heivlinder gaat in Vlaanderen sterk achteruit (Maes et al. 2022) en dat is ook het geval in de rest van Noordwest-Europa (Fox et al. 2022; van Strien et al. 2011). Als voornaamste reden wordt vaak habitatverlies en -fragmentatie genoemd, maar ook klimaatverandering zou een negatieve impact kunnen hebben op het voortplantingssucces (Salgado et al. 2020), aangezien zich de laatste jaren in België al extreme droogtes hebben voorgedaan. Zowel in de kustduinen als in de Kempense heidegebieden moeten beheeracties daarom gericht zijn op het vergroten van de huidige en het herstellen van potentieel geschikte gebieden. Aan de kust is er relatief weinig uitwisseling van individuen tussen populaties en daar is het dus belangrijk om tussen de bestaande locaties nieuwe habitats te creëren die als stapstenen gebruikt kunnen worden. Sommige populaties zouden versterkt kunnen worden (individuen uit genetisch gezonde populaties bijzetten in genetisch verarmde populaties), omdat spontane uitwisseling van individuen tussen populaties beperkt is door antropogene barrières langs de Belgische kust. In de heidegebieden van de Kempen is er een grotere metapopulatie (groter aantal lokale populaties) en de uitwisseling van individuen tussen de populaties is er ook groter. Maar ook hier geldt dat herstelde en/of nieuwe heidehabitats waarschijnlijk weinig kans hebben om spontaan gekoloniseerd te worden binnen een kort tijdsbestek. De sterke achteruitgang van de heivlinder in Vlaanderen (Maes et al. 2021), is het duidelijkst in het centrale (Malle, Grobbendonk, Tielen, Herentals) en het westelijke deel van de Kempen (Kalmthout). Vertrouwen op spontane kolonisatie en genenuitwisseling voor het herstel van populaties is echter risicovol. Gerichte herintroducties en translocaties kunnen daarom als waardevolle beheeracties gezien worden om de verbinding tussen de populaties in het westelijke en oostelijke deel van de Kempen te verbeteren. Die translocaties moeten worden uitgevoerd volgens de richtlijnen van de IUCN (IUCN/SSC 2013). Bronpopulaties voor een dergelijke herintroductie moeten gekozen worden uit populaties met een hoge genetische diversiteit om inteelt te vermijden.

6.1.2. Literatuur

Bink FA & Siepel H (1996) Nitrogen and posphorus in *Molinia caerulea* (Gramineae) and its impact on the larval development in the butterfly-species *Lasiommata megera* (Lepidoptera: Satyridae). Entomologia Generalis 20 (4): 271-280.

Boe AMB, Simonsen TJ, Colding-Jørgensen CT, Folman PH, Jensen TT, Spencer KJ, Thomsen PF & Nash DR (2022) Spatial and Temporal Patterns of Genetic Diversity and Structure in Danish Populations of the Alcon Blue Butterfly *Phengaris alcon* (Denis & Schiffermüller). Diversity 14 (12): 1098. https://doi.org/10.3390/d14121098.

De Ro A, Vanden Broeck A, Verschaeve L, Jacobs I, T'jollyn F, Van Dyck H & Maes D (2021a). Genetische diversiteit en populatiestructuur van de heivlinder in Vlaanderen. Richtlijnen voor translocaties, genetische monitoring en een duurzaam soortbehoud. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2022 (4). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://doi.org/doi.org/10.21436/inbor.71086387.

De Ro A, Vanden Broeck A, Verschaeve L, Jacobs I, T'Jollyn F, Van Dyck H & Maes D (2021b). Occasional long-distance dispersal may not prevent inbreeding in a threatened butterfly. BMC Ecology and Evolution 21 (1): 224. https://doi.org/10.1186/s12862-021-01953-z.

De Vlinderstichting (2024). Vlinderbalans 2024, met het jaarverslag van de meetnetten vlinders, libellen en hommels 2023. De Vlinderstichting, Wageningen.

Dennis RLH, Shreeve TG & Sparks TH (1998). The effects of island area, isolation and source population size on the presence of the grayling butterfly *Hipparchia semele* (L.) (Lepidoptera: Satyrinae) on British and Irish offshore islands. Biodiversity and Conservation 7 (6): 765-776. https://doi.org/10.1023/A:1008840403101.

Eeles P (2019). Life Cycles of British & Irish Butterflies. Pisces Publications, Berkshire.

Fox R, Dennis EB, Brown AF & Curson J (2022). A revised Red List of British butterflies. Insect Conservation and Diversity 15 (5): 485-495. https://doi.org/10.1111/icad.12582.

Herremans M, De Knijf G, Hansen K, Westra T, Vanreusel W, Martens E, Van Gossum H, Anselin A, Vermeersch G & Pollet M (2014). Monitoring van beleidsrelevante soorten in Vlaanderen met inzet van vrijwilligers. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014.1628917. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. IUCN. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.

Klop E, Omon B & WallisDeVries MF (2015). Impact of nitrogen deposition on larval habitats: the case of the Wall Brown butterfly *Lasiommata megera*. Journal of Insect Conservation 19 (2): 393-402. https://doi.org/10.1007/s10841-014-9748-z.

Kuppler J & Kotowska MM (2021). A meta-analysis of responses in floral traits and flower–visitor interactions to water deficit. Global Change Biology 27 (13): 3095-3108. https://doi.org/10.1111/gcb.15621

Maes D, Herremans M, Vantieghem P, Veraghtert W, Jacobs I, Fajgenblat M & Van Dyck H (2021). IUCN Rode Lijst van de dagvlinders in Vlaanderen 2021. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (10). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://doi.org/10.21436/inbor.34052968.

Maes D, Pardon W, Palmans G & Van Dyck H (2024). The last of the maculineans: can we save the emblematic Alcon Blue butterfly Phengaris alcon under climate change when its habitat continues to deteriorate? Journal of Insect Conservation 28 (5): 1037-1049. https://doi.org/10.1007/s10841-024-00592-1.

Maes D, Van Calster H, Herremans M & Van Dyck H (2022). Challenges and bottlenecks for butterfly conservation in a highly anthropogenic region: Europe's worst case scenario revisited. Biological Conservation 274: 109732. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109732.

Maes D, Vanreusel W & Van Dyck H (2013). Dagvlinders in Vlaanderen: nieuwe kennis voor betere actie. Uitgeverij Lannoo nv, Tielt.

Puls R, Maes D & Bonte D (2013). Wordt de grond te warm onder de poten van de argusvlinder? Is het klimaat verantwoordelijk voor zijn achteruitgang in Vlaanderen? Natuur.focus 12 (4): 140-144.

Salgado AL, DiLeo MF & Saastamoinen M (2020). Narrow oviposition preference of an insect herbivore risks survival under conditions of severe drought. Functional Ecology 34: 1358-1369. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13587.

Segers N, Jacobs I, Vanreusel W, Van Dyck H & Maes D (2014a). Wetenschappelijk basisrapport voor het Soortbeschermingsprogramma heivlinder (*Hipparchia semele)*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014.1494593. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Segers N, Van Dyck H, Jacobs I, Vanreusel W & Maes D (2014b). Wetenschappelijk basisrapport voor het Soortbeschermingsprogramma argusvlinder (*Lasiommata megera)*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014.1494695. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stip A, WallisDeVries MF & Omon B (2014). Beschermingsplan argusvlinder. Rapport VS 2014.026. De Vlinderstichting, Wageningen.

Tartally A, Thomas JA, Anton C, Balletto E, Barbero F, Bonelli S, Bräu M, Casacci LP, Csősz S, Czekes Z, Dolek M, Dziekańska I, Elmes G, Fürst MA, Glinka U, Hochberg ME, Höttinger H, Hula V, Maes D, Munguira ML, Musche M, Nielsen PS, Nowicki P, Oliveira PS, Peregovits L, Ritter S, Schlick-Steiner BC, Settele J, Sielezniew M, Simcox DJ, Stankiewicz AM, Steiner FM, Švitra G, Ugelvig LV, Van Dyck H, Varga Z, Witek M, Woyciechowski M, Wynhoff I & Nash DR (2019). Patterns of host use by brood-parasitic *Maculinea* butterflies across Europe. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 374 (1769): 20180202. https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0202.

Van Dyck H, Puls R, Bonte D, Gotthard K & Maes D (2015). The lost generation hypothesis: could climate change drive ectotherms into a developmental trap? Oikos 124 (1): 54-61. https://doi.org/10.1111/oik.02066.

van Strien AJ, van Swaay CAM & Kéry M (2011). Metapopulation dynamics in the butterfly *Hipparchia semele* changed decades before occupancy declined in the Netherlands. Ecological Applications 21 (7): 2510-2520. https://doi.org/10.1890/10-1786.1.

Vanreusel W, Maes D & Van Dyck H (2000). Soortbeschermingsplan gentiaanblauwtje. Universiteit Antwerpen (UIA-UA) - in opdracht van afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Wilrijk.

WallisDeVries MF, Bokelaar J, Kok A, Limpens J, Luijten S, Oostermeijer JGB, van Marrewijk RCH, van Stipdonk AH, Vicente I, Vogel C & Wynhoff I (2024). Alcon Blues: recent shifts in limiting habitat factors challenge the persistence of an endangered butterfly. Journal of Insect Conservation 28 (4). https://doi.org/10.1007/s10841-024-00587-y.

WallisDeVries MF & Limpens J (2020). Effecten van klimaatextremen op de habitatkwaliteit voor het gentiaanblauwtje. Rapporten VS 2020.018. De Vlinderstichting & WUR - Plantenecologie en Natuurbeheer, Wageningen.

WallisDeVries MF & van Swaay CAM (2006). Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. Global Change Biology 12 (9): 1620-1626. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01202.x.

Warren MS, Maes D, van Swaay CAM, Goffart P, Van Dyck H, Bourn NAD, Wynhoff I, Hoare DJ & Ellis S (2021). The decline of butterflies in Europe: problems, significance, and possible solutions. Proceedings of the National Academy of Sciences 118 (2): e2002551117. https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117.

6.2 Case wilde bijen: Klimaatverandering en de toekomst van wilde bijenpopulaties

Kevin Maebe

6.2.1 Het belang van bestuivers en hun bedreigingen

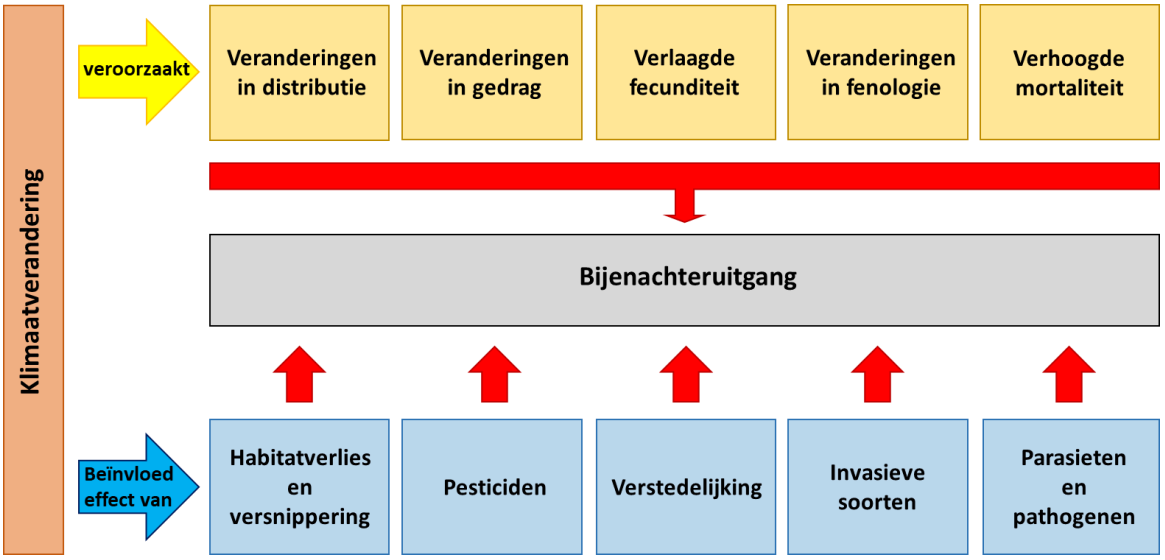
Bestuivers, zoals wilde bijen, dag - en nachtvlinders, zweefvliegen en andere vliegen, bepaalde soorten kevers, wespen, vogels en zelfs vleermuizen, spelen een cruciale rol in het functioneren van ecosystemen wereldwijd. Ze ondersteunen de voortplanting van bedektzadigen (Angiospermae, ook 'bloemplanten' genoemd) door de overdracht van stuifmeel tussen bloemen te faciliteren, en dragen bovendien bij aan de productiviteit van de landbouw (Ollerton et al. 2011). Uit onderzoek blijkt dat meer dan 87% van de bloemplanten wereldwijd afhankelijk is van dierlijke bestuiving (Ollerton et al. 2011; Tong et al. 2023), en dat 87 van de belangrijkste wereldwijde voedselgewassen ter wereld, goed voor 35% van het wereldwijde productievolume voor menselijke consumptie, afhankelijk zijn van bestuivers (Klein et al. 2007). Dit onderstreept hun essentiële bijdrage aan biodiversiteit, voedselzekerheid en de stabiliteit van ecosystemen (Ollerton et al. 2011; Ramos-Jiliberto et al. 2020).

Van alle bestuivers worden wilde bijen als de meest efficiëntste bestuivers beschouwd (Woodcock et al. 2013; Lemanski et al. 2022, Weekers et al. 2022). Echter net zoals vele andere insecten worden wilde bijen geconfronteerd met populatieafnames als gevolg van een breed scala aan door de mens veroorzaakte bedreigingen, die ook nog eens op elkaar kunnen inwerken en versterken (Wagner et al. 2021). De belangrijkste oorzaken van de achteruitgang in bijenpopulaties zijn habitatverlies door veranderingen in landgebruik, verstedelijking en intensivering van de landbouw, blootstelling aan pesticiden, de verspreiding van (nieuwe) ziekten en ook klimaatverandering (Potts et al. 2010; Vanbergen & Initiative 2013; Vasiliev & Greenwood 2021).

6.2.2 Impact van klimaatsverandering op wilde bijen

Klimaatverandering vertegenwoordigt een van de meest significante bedreigingen voor biodiversiteit en ecosysteemfunctie wereldwijd. Het speelt een belangrijke rol bij de achteruitgang van bestuivers via een aantal ingrijpende veranderingen in cruciale omgevingscondities zoals temperatuur, neerslagpatronen en in de frequentie en intensiteit van extreme weersomstandigheden, zoals hittegolven, tropische stormen, orkanen, droogtes en zware regenval (Halsch et al. 2021; Vasiliev & Greenwood 2021; Maebe et al. 2021). Deze veranderingen kunnen de mortaliteit, fecunditeit, het gedrag, de fenologie en de verspreiding van wilde bijen beïnvloeden (zie Figuur 36).

doi.org/10.21436/inbor.115522467



Figuur 36: Schematische voorstelling van via welke effecten klimaatverandering kan veroorzaken bij wilde bijen en hun populaties, en welke andere oorzaken van bijenachteruitgang beïnvloed kunnen worden door klimaatverandering.

6.2.2.1 Verhoogde mortaliteit

Extreme weersomstandigheden, zoals hittegolven, droogtes en stormen, hebben directe effecten op de overlevingskansen van wilde bijenpopulaties (Stillman 2019). Hittegolven kunnen leiden tot hittestress, wat de overleving van hommels vermindert door uitdroging en verminderde efficiëntie in hun foerageergedrag (Gérard et al. 2022; 2024; Hemberger et al. 2023). Hommels kunnen sterven aan oververhitting als de temperatuur te extreem wordt, maar deze gevoeligheid is sterk soortsafhankelijk (Martinet et al. 2021). Ook bij solitaire bijen zorgt hittestress voor een lagere overlevingsgraad bij adulten (Hayes & López-Martínez, 2021) en larven (Melone et al. 2024).

Ongeveer driekwart van alle wilde bijensoorten zijn ondergronds nestelende soorten (Antoine & Forrest 2021). Overstromingen veroorzaakt door stormen en zware regenval kunnen dan ook aanzienlijke schade toebrengen aan wilde bijenpopulaties. Dit gebeurt enerzijds doordat nestplaatsen worden vernietigd en vele bijen verdrinken. Anderzijds spoelen overstromingen ook hun levensnoodzakelijke voedselbronnen weg, wat de toekomstige overleving en veerkracht van zowel bovengronds - als ondergronds nestelende bijen ernstig in gevaar brengt (Fellendorf et al. 2004; Slupik et al. 2022).

6.2.2.2 Verlaagde fecunditeit

De blootstelling aan extreme hitte heeft eveneens gevolgen voor de fertiliteit en zo ook voor de toekomstige generaties van bijen. Zo ontdekten Martinet et al. (2020) dat gesimuleerde hittegolven de vruchtbaarheid en aantrekkelijkheid van mannelijke hommels voor vrouwtjes negatief beïnvloeden. Een blootstelling aan een hitteschok van 40 °C zorgde bij twee van de drie onderzochte hommelsoorten voor een daling van de levensvatbaarheid en de kwaliteit van het sperma. Voor solitaire bijen is recent ook aangetoond dat hittestress bij waardplanten eveneens een negatieve impact heeft op hun vruchtbaarheid en overleving (Walters et al. 2024). Vrouwtjes legden ongeveer

70% minder eieren, terwijl larven die stuifmeel van met hittestress belaste planten consumeerden, aanzienlijk lagere overlevingskansen hadden en als volwassenen ook een kortere levensduur.

6.2.2.3 Veranderingen in gedrag

Wilde bijen vertonen een breed scala aan gedragsaanpassingen om korte periodes van ongunstige klimaatomstandigheden te overbruggen. Ze maken daarbij lokale keuzes in habitatgebruik en benutten thermische variatie in hun omgeving om blootstelling aan ongewenste thermische omstandigheden te vermijden (Sunday et al. 2014; Maebe et al. 2021). Hierna kunnen ze taken zoals foerageren, nestonderhoud en broeden uitvoeren onder gunstige(re) weersomstandigheden. Dit gedrag dat gericht is op het vermijden van extreme thermische omstandigheden, noemt men negatief thermotactisch gedrag (Maebe et al. 2021).

Een belangrijke gedragsreactie van wilde bijen op veranderende omgevingsomstandigheden is de aanpassing van foerageerstrategieën. Bijen vertonen een aanzienlijke flexibiliteit in foerageergedrag in reactie op variaties in de beschikbaarheid, kwaliteit en spreiding van voedselbronnen. In tijden van voedselschaarste kunnen bepaalde bijensoorten bijvoorbeeld een breder scala aan plantensoorten gaan benutten, waarbij ze de voorkeur geven aan bloemen met hogere nectar- of stuifmeelopbrengst (Fontaine et al. 2008; Baracchi 2019). Daarnaast kunnen ze ook de timing en duur van hun foerageersessies optimaliseren om energie te besparen en de opname van voedsel te maximaliseren (Baracchi 2019). Zo vermijden bijen het verzamelen van stuifmeel bij natte omstandigheden en beperken ze hun activiteiten tijdens hete zomerdagen (Peat & Goulson, 2005).

Schommelingen in temperatuur, luchtvochtigheid en de beschikbaarheid van geschikte nestplaatsen kunnen ook de locatie en constructie van nestplaatsen ingrijpend beïnvloeden. Bij hogere temperaturen zoeken bijen bijvoorbeeld koelere microhabitats, zoals schaduwrijke plekken of meer geïsoleerde, ondergrondse nesten om hittestress te beperken en optimale omstandigheden voor de ontwikkeling van hun nageslacht te waarborgen (Goulson, 2010; Antoine & Forrest, 2021).

Alle bijen gaan in een winterslaap, een toestand van inactiviteit en verlaagde stofwisseling om enerzijds te koude condities te vermijden (Heinrich 1979). Bij hommels zal hierbij enkel de bevruchte koningin overleven en in winterslaap gaan. Bij solitaire bijen zullen enkel de nakomelingen, in larvaal of prepopstadium in winterslaap gaan. Overwintering is een levensstadia van bijenpopulatie als adaptatie aan de jaarlijkse seizoenaliteit. Warmere winters, als gevolg van klimaatverandering, kunnen deze patronen doorbreken of aanpassen. In het Verenigd Koninkrijk is bijvoorbeeld vastgesteld dat aardhommels (*Bombus terrestris*) meerdere generaties per jaar kan voortbrengen via de aanwezigheid van winteractieve kolonies (Stelzer et al. 2010; Owen et al. 2016). Negatief thermotactisch gedrag kan echter ook nadelig zijn, zo vonden Vesterlund & Sorvari (2014) dat koninginnen die ervoor kozen om te overwinteren tijdens warmere of mildere winters, sneller hun vetreserves verbranden, wat hun overlevingskansen verkleint.

Sociale bijen, zoals hommels en honingbijen, zijn dan weer enigszins beter bestand tegen veranderende weersomstandigheden dan solitaire bijen. Zo kunnen sociale bijen terugvallen op de kolonie waarbinnen de temperatuur- en vochtigheidsniveaus actief gereguleerd wordt (Maebe et al. 2021). Bij te hoge kolonie temperatuur zullen werksters opgetrommeld worden om het nest te ventileren, door met hun vleugels bij de ingang te wapperen. Dit helpt niet alleen om het nest af te koelen, maar ook om het gehalte aan ademhalingsgassen te verlagen (Westhus et al. 2013;

Weidenmüller et al. 2019). Bovendien biedt de thermogereguleerde omgeving van de kolonie individuele sociale bijen een beschutte omgeving tijdens slecht weer, wat hun overleving bevordert (Maebe et al. 2021).

6.2.2.4 Veranderingen in fenologie

Klimaatverandering heeft ingrijpende gevolgen voor bijenfenologie. Het kan leiden tot verschuivingen in populatiedynamiek en ecologische interacties. De meest opvallende effecten zijn veranderingen in de timing van cruciale levenscyclusgebeurtenissen, zoals ontluiking en voortplanting, maar ook in de bloei van planten met verstrekkende gevolgen voor plant-pollinator netwerken en de functionele rol van bijen in ecosystemen (Gérard et al. 2020).

Onderzoek heeft aangetoond dat de ontwikkeling van bijenlarven versnelt bij een hogere omgevingstemperatuur (Radmacher & Strohm 2010). In gematigde regio's kunnen warmere winters een voortijdige ontluiking van volwassen bijen veroorzaken. Dit kan als gevolg hebben dat bijen kleiner zijn, en dat de timing van ontluiking van mannetjes en vrouwtjes niet meer op elkaar is afgestemd (Möllmann et al. 2024). Klimaatopwarming kan ook zorgen voor veranderingen in de timing en de duur van de vliegperiode van bijen, waardoor ze uitkomen of actief zijn tijdens ongunstige(re) omgevingscondities, bijvoorbeeld met de afwezigheid van nodige voedselbronnen of nestgelegenheid. Zo toonden Duchenne et al. (2020a) dat de gemiddelde vliegperiode bij Europese bestuivers twee dagen korter en de ontluiking zes dagen vroeger plaatsvond dan de afgelopen zes decennia. Voor België waren de resultaten meer uitgesproken, zo toonden Duchenne et al. (2020b) aan dat in de afgelopen zeventig jaar de gemiddelde vliegperiode van 205 wilde bijensoorten in België met vier dagen was vervroegd, en wanneer men daarnaast ook de verandering in bezettingsgraad in rekening bracht vonden ze een algemene vervroeging en verkorting van het bestuivingsseizoen met respectievelijk negen en 15 dagen.

Daarnaast kunnen verhoogde temperaturen en veranderingen in neerslagpatronen ook de bloei van planten belemmeren en veranderingen in de bloemstructuur en nectarproductie veroorzaken waardoor de beschikbaarheid en kwaliteit van de noodzakelijke voedselbronnen voor bestuivers afnemen (Rering et al. 2020; Deschamps et al. 2021). Klimaatverandering kan dus zowel de bloeitijd van planten als de activiteit van bijen beïnvloeden, waarbij synchrone of asynchrone verschuivingen ontstaan (Bartomeus et al. 2013; Pyke et al. 2016; Freimuth et al. 2022). Uit onderzoek van Bartomeus et al. (2013) bleek bijvoorbeeld dat appelbomen en bijenpopulaties hun fenologie in een vergelijkbaar tempo aanpasten. Wanneer de bloei echter niet langer meer samenvalt met de periode waarin bijen aanwezig zijn, kan een fenologische mismatch ontstaan. Deze desynchronisatie kan ernstige verstoringen in plant-bestuiver interacties veroorzaken (Ogilvie et al. 2017; Renner & Zohner 2018; Gérard et al. 2020). Als bijen te vroeg verschijnen door verhoogde temperaturen, maar hun waardplanten nog niet in bloei staan, kunnen ze te maken krijgen met voedseltekorten, wat kan leiden tot lagere overlevingskansen voor hun larven en de populatie. Dergelijke mismatches kunnen niet alleen individuele soorten beïnvloeden, maar ook hele bestuivergemeenschappen, wat de functionele complementariteit van partners binnen het plant-bestuivernetwerk verstoort, en uiteindelijk de werking van het ecosysteem in gevaar kan brengen (Duchenne et al. 2020ab; Gérard et al. 2020).

6.2.2.5 Veranderingen in distributie

Sommige bijensoorten kunnen zich aanpassen aan veranderende omgevingsomstandigheden binnen hun tolerantiegrenzen, maar andere soorten hebben dan weer moeite om zich aan te passen aan dergelijk snel veranderende omstandigheden (Gonzalez et al. 2024). De meeste soorten zijn namelijk geleidelijk geëvolueerd onder heel andere milieuomstandigheden in het verleden (Halsch et al. 2021). Wanneer stijgende temperaturen de thermische tolerantiegrenzen van bijensoorten overschrijden of hun habitats ingrijpend veranderen, kan dit resulteren in populatieafname of zelfs lokaal uitsterven. Bijen met gespecialiseerde habitatvereisten of een smalle klimatologische tolerantie zijn bijzonder gevoelig voor deze effecten. Alpiene en Arctische soorten lopen bijvoorbeeld risico door habitatverlies als gevolg van hogere temperaturen en een afname van sneeuwbedekking. Daarnaast kunnen soorten die afhankelijk zijn van specifieke bloemen sterk achteruitgaan omdat hun voedselplanten buiten hun verspreidingsgebied verschuiven (Kerr et al. 2015). Deze inkrimping van het verspreidingsgebied en lokale uitstervingen vertegenwoordigen aanzienlijke verliezen in biodiversiteit en vormen een bedreiging voor de ecologische functies en veerkracht van ecosystemen (Tylianakis et al. 2008).

Een alternatieve respons op klimaatverandering is het volgen van geschikte klimaatzones, wat leidt tot aanzienlijke verschuivingen in hun geografische verspreiding (Nogués-Bravo et al. 2018). Zo verplaatsen bijenpopulaties zich naar koelere regio's binnen noordelijkere en hoger gelegen gebieden (Kerr et al. 2015; Biella et al. 2020). In gematigde gebieden worden bijensoorten die voorheen alleen in zuidelijker streken voorkwamen nu ook verder noordelijk waargenomen, vaak samen met de verschuiving van hun bijbehorende plantensoorten. Daarnaast worden sommige soorten aangetroffen op grotere hoogten in bergachtige gebieden, waar koelere temperaturen een vergelijkbare klimatologische niche bieden als die van hun oorspronkelijke leefgebied (Ploquin et al. 2013; Fourcade et al. 2019; Marshall et al. 2020).

Niet alle bijensoorten kunnen echter hun verspreidingsgebied opschuiven. Terwijl sommige soorten hun verspreidingsgebied uitbreiden, ervaren andere een verkleining van hun verspreidingsgebied of lokale uitsterving in gebieden waar de klimatologische omstandigheden ongeschikt zijn geworden. Onderzoek wijst erop dat bepaalde soorten, zoals veel hommelsoorten, vaak niet in staat zijn om de verschuivende klimaatzones effectief te (blijven) volgen, vooral aan de randen van hun verspreidingsgebied en op grotere hoogten (Ploquin et al. 2013; Kerr et al. 2015). Bovendien is het verspreidingsvermogen van de meeste wilde bijen grotendeels onbekend (Mola & Williams 2019).

Terwijl bijen zich naar nieuwe gebieden verplaatsen, worden ze geconfronteerd met nieuwe omgevingen en interageren ze met verschillende plant- en bestuivende soorten. Deze verschuivingen kunnen leiden tot veranderingen in de samenstelling van gemeenschappen en bestuivingsnetwerken, met verstrekkende gevolgen voor ecosysteemprocessen zoals de reproductie van planten. Deze veranderingen kunnen de structuur en functie van ecosystemen beïnvloeden, wat resulteert in zowel ecologische als economische implicaties (Rader et al. 2013).

6.2.3 Interacties van klimaatverandering met andere factoren van achteruitgang

Daarnaast kunnen ook verschillende andere stressfactoren, individueel of cumulatief, de veerkracht van bijenpopulaties verminderen. Voedselstress door beperkte toegang tot voedselbronnen als

gevolg van habitatverlies, evenals de opkomst van nieuwe ziektes verspreid door invasieve soorten, vormen voorbeelden van dergelijke gecombineerde bedreigingen (Knauer et al. 2022; Straub et al. 2023). Deze kunnen echter in combinatie met de impact van klimaatveranderingen nog zwaardere gevolgen hebben.

6.2.3.1 Habitatverlies- en versnippering

Landbouwintensivering en het verlies en versnippering van geschikt habitat worden beschouwd als de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van bijen in Europa (Duchenne et al. 2020b). Deze factoren dragen allen bij tot een sterke afname van beschikbare voedselbronnen en nestgelegenheden voor bijen. Een dergelijke vermindering van voedselbronnen binnen het bereik van een bijennest zal tot voedselstress leiden. Wanneer voedselstress gepaard gaat met hittestress, kan dit resulteren in een daling van populatiegroottes, bijvoorbeeld door een verminderde investering van bijen in de productie van nakomelingen (Vanderplanck et al. 2019).

Daarnaast worden soorten die door klimaatverandering gedwongen worden om naar andere gebieden op te schuiven, ernstig beperkt door een gebrek aan verbinding tussen gunstige habitats binnen een dergelijk versnipperd landschap (Vanbergen & Initiative, 2013).

Kleinere geïsoleerde populaties, en soorten die meer gespecialiseerd zijn op vlak van voedsel en habitat, zijn gevoeliger aan veranderende omstandigheden (Roberts et al. 2011). Kleine, geïsoleerde populaties lopen daarbij een groter risico op inteelt en een afname van genetische diversiteit door het gebrek aan genetische uitwisseling tussen populaties. Dit vermindert opnieuw de overlevingskansen van dergelijke bijenpopulaties, aangezien een voldoende grote genetische variatie essentieel is om bij toekomstige klimaatveranderingen de overleving van de populatie te kunnen waarborgen (Zayed 2009; Maebe et al. 2021).

6.2.3.2 Verstedelijking

Verstedelijking draagt eveneens bij aan het verlies en versnippering van geschikt habitat, met ernstige gevolgen voor wilde bijen (zoals hierboven beschreven). Bovendien vormen ondoordringbare oppervlakken zoals asfalt, beton en gebouwen in stedelijke gebieden een aanzienlijke barrière voor bijen. Deze oppervlakken beperken niet alleen de nestmogelijkheden voor ondergronds nestelende bijen, maar ook voor soorten die aan het oppervlak nestelen, door het gebrek aan beschutting en essentiële nestmaterialen (Geslin et al. 2016; Glaum et al. 2017).

Maar daarnaast zorgt de toename aan dergelijke verharde oppervlaktes ook voor extra verhitting. Dit wordt het ‘hitte-eilandeffect’ genoemd. Dit kan dan weer voor bijkomende hittestress zorgen bij bijen (Polidori et al. 2023). Bestuivers worden ook negatief beïnvloed door een thermisch uitdagend klimaat in sterk verstedelijkte gebieden met geïsoleerde groene zones en grote parken (Biella et al. 2022).

6.2.3.3 Pesticidegebruik

Klimaatverandering, zoals stijgende temperatuur, kan de toxiciteit van pesticiden versterken, wat tot chronische gezondheidsrisico’s voor bestuivers kan leiden en hun veerkracht kan verzwakken (Kessler et al. 2015; Kenna et al. 2023). Zo onderzochten Kenna et al. (2023) in een recente studie het

gecombineerde effect van pesticiden en temperatuur op een aantal functionele gedragingen van hommels. De blootstelling aan één pesticide (imidacloprid, een neonicotinoïde) had naast een groter effect bij lagere temperatuur voor vier gedragingen (responsiviteit, start van bewegen, loopsnelheid en de mate van voedselconsumptie), ook een synergetisch negatief effect op de vliegafstand, die enkel significant lager was bij de hoogst geteste temperatuur.

Ook hogere temperaturen in de winter gecombineerd met contact met pesticiden in de daaropvolgende lente zorgde bij een solitaire bijensoort voor een afname in levensduur tot wel 70% (Albacete et al. 2023). De in deze studie onderzochte bijensoort, *Osmia cornuta*, is een veel voorkomende soort in Vlaanderen, en speelt hier ook een belangrijke rol in de bestuiving van verschillende fruitbomen.

6.2.3.4 Tolerantie voor infecties

Een recente studie van Manlik et al. (2023) toonde aan dat klimatologische omstandigheden de infectie met *Nosema bombi* bij wilde aardhommels (*Bombus terrestris*) beïnvloeden. De impact van het klimaat bleek afhankelijk van de mitochondriale DNA-haplotypes van de gastheer: koninginnen met haplotype A vertoonden een hogere veerkracht tegen infecties onder warmere en vochtigere omstandigheden, terwijl individuen met haplotype B beter bestand waren tegen infecties in koelere en drogere klimaten.

Omdat veranderende klimaatomstandigheden zowel de gastheer als de pathogeen kunnen beïnvloeden, is het niet evident om een eenduidige uitspraak te doen over de interactie tussen klimaat en pathogenen. Zo vermindert extreme hitte zowel de hittetolerantie van twee solitaire bijensoorten, als de groeisnelheid van een bijenpathogeen in een studie van Porras et al. (2023).

6.2.3.5 Invasieve soorten

De hoge graad van internationalisering zorgt voor de introductie van exoten in nieuwe regio's. Ook heel wat insecten- en plantensoorten werden al dan niet bewust geïntroduceerd, met soms grote gevolgen. Deze insecten- en plantensoorten kunnen een invloed hebben op bijenpopulaties via verschillende manieren. Een bekend voorbeeld is de Aziatische hoornaar, een predator van honingbijen en insecten in het algemeen. Klimaatverandering kan ervoor zorgen dat uitheemse soorten zich hier beter vestigen en invasiever worden. Zo bleek uit een studie van Barbet-Massin et al. (2013) dat de verwachte klimaatveranderingen het risico op invasie door de Aziatische hoornaar in verschillende Europese landen zullen vergroten.

6.2.4 Behoud – en beheersmaatregelingen in het oog op toenemende klimaatverandering

De hierboven besproken aanpassingen van bijen aan klimaatverandering, zoals veranderingen in foerageergedrag, timing van levensstadia en veranderingen in distributie, zijn van cruciaal belang voor het voortbestaan van wilde bijen in een veranderend klimaat. De effectiviteit van deze aanpassingen kan echter worden beperkt door factoren zoals een tekort aan genetische diversiteit, habitatverlies en menselijke verstoringen. Een gebrek aan genetische variatie kan bijvoorbeeld de aanpassingscapaciteit van bijen aan extreme klimaatomstandigheden ernstig beperken (Keleman & Rehan 2021). Aanpassingen zoals thermotactisch gedrag kunnen een buffer zijn tegen schadelijke

weersomstandigheden, maar zijn natuurlijk alleen effectief als er ook daadwerkelijk geschikte microhabitats in de nabijheid beschikbaar en toegankelijk zijn (Huey et al. 2012; Sunday et al. 2014). Dit is vaak problematisch in door mensen veranderende landschappen, waar landbouw, verstedelijking en ontbossing leiden tot het verlies en de degradatie van geschikte habitats (zie bijv. Wagner et al. 2021).

Behoudsinspanningen moeten daarom in de eerste plaats gericht zijn op het behoud van genetische diversiteit, en het creëren van bestuivervriendelijke habitats. Dergelijk habitat dient verschillende bloemen te bevatten die gedurende het volledige vliegseizoen (van de lente tot de herfst) een uitgebreide bestuivergemeenschap in hun voedselvraag kan voorzien. Hierbij dient men gebruik te maken van inheemse planten, die liefst vrij goed droogte en temperatuur tolerant zijn. Het creëren en beschermen van habitats in natuurgebieden, in bermen langs wegen en in landbouwgebied, op erven en in stedelijke omgeving kan naast het bieden van bijkomende voedsel en nestgelegenheid, ook optreden als toevluchtsoord waarbij bestuivers (tijdelijk) afkoeling kunnen zoeken of bescherming tegen ongunstige weersomstandigheden, en optreden als verbindingscorridors die grotere natuurgebieden met elkaar verbinden. Dergelijke grotere natuurgebieden kunnen hierbij dan dienen als reservoirs voor de diversiteit aan bestuivers, die dan langs de corridors vrij kunnen bewegen en naar nieuwe gebieden kunnen migreren. Een verbeterde connectiviteit zal er niet alleen voor zorgen dat er een betere genetische uitwisseling mogelijk is om zowel de genetische diversiteit als de populatiegrootte voldoende hoog te houden, maar biedt ook de mogelijkheid aan soorten om naar gebieden met meer geschikte klimaatomstandigheden te verschuiven.

Daarnaast kan ook de biodiversiteit bevorderd worden door meer bloemrijke gebieden aan te leggen en het implementeren van duurzame landbouwpraktijken. Al deze maatregelen zullen cruciaal zijn voor het versterken van de veerkracht van wilde bijenpopulaties tegen klimaatgerelateerde verstoringen. Bijvoorbeeld Vanderplanck et al. (2019) stellen in hun studie dat beheersmaatregelen die de beschikbaarheid van hoogwaardige voedselbronnen waarborgen, kunnen bijdragen aan het verminderen van de impact van hittestress op de achteruitgang van bijen.

Oplijsting van specifiek maatregelingen die genomen kunnen worden, waarvan een aantal reeds ondersteuning vinden binnen het Vlaams actieplan voor wilde bestuivers 2022-2030[32], zijn:

- Gerichte beschermingsmaatregelen ontwikkelen voor zowel wilde bijensoorten als voor hun habitat. Bijvoorbeeld via de bescherming van bijensoorten met een Rode Lijst status in Vlaanderen (Rode Lijst wilde bijen in Vlaanderen voorzien voor begin 2025) of via de bescherming van bestaande bloeiende KLE's en waardevolle graslanden of het oprichten van wilde bestuiverreservaten in voor bestuivers belangrijke habitattypes;[33]
- Creëren van nieuw, bijvriendelijk habitat zowel binnen als buiten landbouw en stedelijk gebied. Dit omvat de uitbreiding en onderhoud van parken, en de aanleg en bescherming van natuurgebieden;
- Beter connecteren van geschikt habitat via aanleg, onderhoud en bescherming van groene elementen (corridors, groene aders, KLE's);

[32] https://omgeving.vlaanderen.be/nl/klimaat-en-milieu/biodiversiteit/vlaams-actieplan-wilde-bestuivers
[33]https://www.natuurpunt.be/nieuws/opening-21-bijenreservaten-als-toevluchtsoord-voor-onze-bedreigde-wilde-bestuivers#:~:text=Wilde%20bestuivers%2C%20zoals%20wilde%20bijen,bestuivers%20alle%20kansen%20te%20geven.

- Aanplanten van inheemse planten in tuinen, parken, erven, en bermen die indien mogelijk ook zoveel als mogelijk droogte en temperatuur tolerant zijn;
- Het gebruik van pesticiden verminderen en het gebruik van alternatieve methoden voor plaagbestrijding stimuleren;
- Uitvoering van 'bijvriendelijke' maatregelen binnen ecoregelingen en agromilieuklimaatmaatregelen, die ingezet kunnen worden om voedselbronnen en nestgelegenheden aan te bieden[34]. Bijvoorbeeld: De agromilieuklimaatmaatregel: "inzaai van meerjarige milieu-, biodiversiteitsvriendelijke of klimaatbestendige teelten", waarbij op perceelsniveau het aantal in te zaaien meerjarige teelten wordt gestimuleerd die van nature een positief effect hebben op het milieu, het klimaat of de biodiversiteit, zoals korte omloophout en miscanthus;[35]
- Duurzame landbeheerpraktijken bevorderen, ondersteunen en implementeren, zoals agroforestry en gemengde teeltsystemen;
- Het vergroten van de belangstelling bij het brede publiek voor bestuivers;
- Nauwe(re) samenwerking tussen verschillende overheidsinstanties, NGO's, landbouwers, en andere belanghebbenden.

Daarnaast is het ook cruciaal om met een gestandaardiseerde methode de abundantie en diversiteit van wilde bijen te monitoren. Dit maakt het mogelijk om de populaties van wilde bijen door de tijd heen te volgen en het effect van geïmplementeerde maatregelen op zowel regionaal als nationaal niveau te evalueren. Zo kunnen deze maatregelen, indien nodig, worden bijgestuurd of aangepast. Idealiter worden deze methoden breed gedragen binnen de verschillende Europese lidstaten, zodat vergelijking op Europese schaal mogelijk wordt. De recente ontwikkelingen rondom de Natuurherstelwet[36] bieden kansen voor de invoering van een gestandaardiseerde monitoringsmethode voor bestuivers op Europees niveau (EU-PoMS) (Potts et al. 2021; 2024). Dit zal ook leiden tot verplichtingen op het gebied van monitoring voor België en Vlaanderen.

6.2.5 Referenties

Albacete, S., Sancho, G., Azpiazu, C., Rodrigo, A., Molowny-Horas, R., Sgolastra, F., Bosch, J. (2023). Bees exposed to climate change are more sensitive to pesticides. Glob. Chang. Biol., 29(22):6248–6260. https://doi.org/10.1111/gcb.16928.

Antoine, C.M. Forrest, J.R.K. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. Ecol. Entomol., 46:143–159. https://doi.org/10.1111/een.12986.

Barbet-Massin, M., Rome, Q., Muller, F., Perrard, A., Villemant, C., Jiguet, F. (2013). Climate change increases the risk of invasion by the Yellow-legged hornet. Biol. Conserv., 157:4–10. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.015.

[34]https://lv.vlaanderen.be/steun/perceelsgebonden-steun/perceelsgebonden-ecoregelingen-en-agromilieuklimaatmaatregelen-9
[35]https://lv.vlaanderen.be/subsidies/perceelsgebonden/gemeenschappelijk-landbouwbeleid-2023-2027
[36]https://www.consilium.europa.eu/nl/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/

Bartomeus, I., Ascher, J.S., Wagner, D., Danforth, B.N., Colla, S., Kornbluth, S., Winfree, R. (2011). Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 108:20645–20649. https://doi.org/10.1073/pnas.1115559108.

Biella, P., Ćetković, A., Gogala, A., Neumayer, J., Sárospataki, M., Šima, P., Smetana, V. (2021). Northwestward range expansion of the bumblebee Bombus haematurus into Central Europe is associated with warmer winters and niche conservatism. Insect Science, 28(3):861–872. http://doi.org/10.1111/1744-7917.12800.

Biella, P., Tommasi, N., Guzzetti, L., Pioltelli, E., Labra, M., Galimberti, A. (2022). City climate and landscape structure shape pollinators, nectar and transported pollen along a gradient of urbanization. J. Appl. Ecol., 59, 1586–1595. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14168.

Baracchi, D. (2019). Cognitive ecology of pollinators and the main determinants of foraging plasticity. Curr. Zool., 65(4):421–424. http://doi.org/10.1093/cz/zoz036.

Descamps, C., Quinet M., Jacquemart, A.-L. (2021). The effects of drought on plant–pollinator interactions: What to expect?, Environ. Exp. Bot., 182:104297. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2020.104297.

Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Piot, J.S., Pollet, M., Vanormelingen, P., Fontaine, C. (2020a). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinators assemblages in Europe. Nat. Ecol. Evol., 4:115–121. https://doi.org/10.1038/s41559-019-1062-4.

Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Gérard, M., Devaux, C., Rasmont, P., Vereecken, N.J., Fontaine, C. (2020b). Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium. Glob. Chang. Biol., 26(12):6753–6766. https://doi.org/10.1111/gcb.15379.

Fellendorf, M., Mohra, C., Paxton, R.J. (2004). Devasting effects of river flooding to the ground-nesting bee, Andrena vaga (Hymenoptera: Andrenidae), and its associated fauna. J. Insect Conserv. 8:311–312. https://doi.org/10.1007/s10841-004-0514-5.

Fontaine, C., Collin, C.L., Dajoz, I. (2008). Generalist foraging of pollinators: diet expansion at high density. J. Ecol., 96:1002–1010. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01405.x

Fourcade, Y., Åström, A., Öckinger, E. (2019). Climate and land-cover change alter bumblebee species richness and community composition in subalpine areas. Biodivers. Conserv., 28:639–653. https://doi.org/10.1007/s10531-018-1680-1.

Freimuth, J., Bossdorf, O., Scheepens, J.F., Willems, F.M. (2022). Climate warming changes synchrony of plants and pollinators. Proc. R. Soc. B Biol. Sci., 289 (1971):20212142. https://doi.org/10.1098/rspb.2021.2142.

Gérard, M., Cariou, B., Henrion, M., Descamps, C., Baird, E. (2022). Exposure to elevated temperature during development affects bumblebee foraging behavior. Behav. Ecol., 33 (4):816–824. https://doi.org/10.1093/beheco/arac045.

Gérard, M., Gardelin, E., Lehmann, P., Roberts, K.T., Sepúlveda-Rodríguez, G., Sisquella C., Baird, E. (2024). Experimental elevated temperature affects bumblebee foraging and flight speed. Proc. R. Soc. B., 291:20241598. http://doi.org/10.1098/rspb.2024.1598.

Gérard, M., Vanderplanck, M., Wood, T., Michez, D. (2020). Global warming and plant-pollinator mismatches. Emerg. Top Life Sci., 4(1):77–86. http://doi.org/10.1042/ETLS20190139.

Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S., Dajoz, I. (2016). The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. Ecol. Evol., 6:6599–6615. https://doi.org/10.1002/ece3.2374.

Glaum, P., Simao, M.-C., Vaidya, C., Fitch, G., Iulinao, B. (2017). Big city Bombus: Using natural history and land-use history to find significant environmental drivers in bumblebee declines in urban development. R. Soc. Open Sci., 4:170156. https://doi.org/10.1098/rsos.170156.

Gonzalez, V.H., Herbison, N., Perez, G.R., Panganiban, T., Haefner, L., Tscheulin, T., Petanidou, T., Hranitz, J. (2024). Bees display limited acclimation capacity for heat tolerance. Biol. Open, 13 (3):bio060179. https://doi.org/10.1242/bio.060179.

Goulson, D. (2010). Bumblebees, behaviour, ecology and conservation (p. 336). Oxford University Press. ISBN: 0-19-852607-5.

Halsch, C.A,. Shapiro, A.M., Fordyce, J.A., Nice, C.C., Thorne, J.H., Waetjen, D.P., Forister, M.L. (2021). Insects and recent climate change. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 118(2):e2002543117. http://doi.org/10.1073/pnas.2002543117.

Hayes, T., López-Martínez, G. (2021). Resistance and survival to extreme heat shows circadian and sex-specific patterns in a cavity nesting bee. Curr. Res. Insect Sci., 1: 100020. https://doi.org/10.1016/j.cris.2021.100020.

Heinrich, B. (1979). Bumblebee economics. Harvard University Press. ISBN: 978067401639.

Hemberger, J.A., Rosenberger, N.M., Williams, N.M. (2023). Experimental heatwaves disrupt bumblebee foraging through direct heat effects and reduced nectar production. Funct. Ecol., 37:591–601. https://doi.org/10.1111/1365-2435.14241.

Kelemen, E.P., Rehan, S.M. (2021). Conservation insights from wild bee genetic studies: Geographic differences, susceptibility to inbreeding, and signs of local adaptation. Evol. Appl., 14(6):1485–1496. http://doi.org/10.1111/eva.13221.

Kenna, D., Graystock, P., Gill, R. J. (2023). Toxic temperatures: Bee behaviours exhibit divergent pesticide toxicity relationships with warming. Glob. Chang. Biol., 29:2981–2998. https://doi.org/10.1111/gcb.16671.

Kerr, J.T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S.G., Roberts, S.M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S.R., Richardson, L.L., Wagner, D.L., Gall, L.F., Sikes, D.S., Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. Science, 349:177–180. https://doi.org/10.1126/science.aaa7031.

Kessler, S., Tiedeken, E.J., Simcock, K.L., Derveau, S., Mitchell, J., Softley, S., Stout, J.C., Wright, G.A. (2015). Bees prefer foods containing neonicotinoid pesticides. Nature. 521(7550):74–76. http://doi.org/10.1038/nature14414.

Klein, A.-M., Vaissière Bernard, E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proc. R. Soc. B. Biol. Sci., 274:303–313. http://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721.

Knauer, A.C., Alaux, C., Allan, M.J., Dean, R.R., Dievart, V., Glauser, G., Kiljanek, T., Michez, D., Schwarz, J.M., Tamburini, G., Wintermantel, D., Klein, A.-M., Albrecht, M. (2022). Nutritional stress exacerbates impact of a novel insecticide on solitary bees' behaviour, reproduction and survival. Proc. R. Soc. B Biol. Sci., 289(1984):20221013. https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1013.

Lemanski, N.J., Williams, N.M., Winfree, R. (2022). Greater bee diversity is needed to maintain crop pollination over time. Nat. Ecol. Evol., 6:1516–1523. https://doi.org/10.1038/s41559-022-01847-3.

Maebe, K., Hart, A.F., Marshall, L., Vandamme, P., Vereecken, N.J., Michez, D., Smagghe, G. (2021). Bumblebee resilience to climate change, through plastic and adaptive responses. Glob. Chang. Biol., 27:4223–4237. https://doi.org/10.1111/gcb.15751.

Manlik, O., Mundra, S., Schmid-Hempel, R., Schmid-Hempel, P. (2023). Impact of climate change on parasite infection of an important pollinator depends on host genotypes. Glob. Chang. Biol., 29:69–80. https://doi.org/10.1111/gcb.16460.

Marshall, L., Perdijk, F., Dendoncker, N., Kunin, W., Roberts, S., Biesmeijer, J.C. (2020). Bumblebees moving up: Shifts in elevation ranges in the Pyrenees over 115 years. Proc. R. Soc. B Biol. Sci., 287(1938):20202201. https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2201.

Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D., Rasmont, P. (2021). Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees. Conserv. Biol., 35(5):1507–1518. http://doi.org/10.1111/cobi.13685.

Martinet, B., Zambra, E., Przybyla, K., Lecocq, T., Anselmo, A., Nonclercq, D., Rasmont, P., Michez, D., Hennebert, E. (2021). Mating under climate change: Impact of simulated heatwaves on the reproduction of model pollinators. Funct. Ecol., 35: 739–752. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13738.

Melone, G.G., Stuligross, C., Williams, N.M. (2024). Heatwaves increase larval mortality and delay development of a solitary bee. Ecol. Entomol., 49(3):433–444. https://doi.org/10.1111/een.13317.

Mola, J.M.,Williams, N.M. (2019). A review of methods for the study of bumblebee movement. Apidologie, 50(4):497–514. https://doi.org/10.1007/s13592-019-00662-3.

Möllmann, J., Loerchner, L., Knuf, I., Hodapp, D., Xu, H., Colgan, T. (2024). Simulated climate warming scenarios lead to earlier emergence and increased weight loss but have no effect on overwintering survival in solitary bees. bioRxiv, https://doi.org/10.1101/2024.10.18.619057.

Nogués-Bravo, D., Rodríguez-Sánchez, F., Orsini, L., de Boer, E., Jansson, R., Morlon, H., Fordham, D. A., Jackson, S.T. (2018). Cracking the code of biodiversity responses to past climate change. Trends Ecol. Evol., 33(10):765–776. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.005.

Ogilvie, J.E., Griffin, S.R., Gezon, Z.J., Inouye, B.D., Underwood, N., Inouye, D.W., Irwin, R.E. (2017). Interannual bumblebee abundance is driven by indirect climate effects on floral resource phenology. Ecol. Lett., 20:1507–1515. https://doi.org/10.1111/ele.12854.

Ollerton, J., Winfree, R. and Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. Oikos, 120:321–326. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x.

Owen, E.L., Bale, J.S., Hayward, S.A.L. (2016). Establishment risk of the commercially imported bumblebee Bombus terrestris dalmatinus-can they survive UK winters?. Apidologie, 47(1):66–75. https://doi.org/10.1007/s13592-015-0376-8.

Peat, J., Goulson, D. (2005). Effects of experience and weather on foraging rate and pollen versus nectar collection in the bumblebee, Bombus terrestris. Behav. Ecol. Sociobiol., 58:152–156. https://doi.org/10.1007/s00265-005-0916-8.

Ploquin, E.F., Herrera, J.M., Obeso, J.R. (2013). Bumblebee community homogenization after uphill shifts in montane areas of northern Spain. Oecologia, 173:1649–1660. https://doi.org/10.1007/s00442-013-2731-7.

Polidori, C., Ferrari, A., Ronchetti, F., Tommasi, N., Nalini, E. (2023). Warming up through buildings and roads: What we know and should know about the urban heat island effect on bees. Front. Bee Sci., 1:1269600. https://doi.org/10.3389/frbee.2023.1269600.

Porras, M.F., Navas, C.A., Agudelo-Cantero, G.A., Santiago-Martínez, M.G., Loeschcke, V., Sørensen, J.G., Crandall, S.G., Biddinger, D., Rajotte, E.G. (2023). Extreme heat alters the performance of hosts and pathogen. Front. Ecol. Evol., 11:1186452. https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1186452.

Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends Ecol. Evol., 25(6):345–353. http://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007.

Potts, S.G., Dauber, J., Hochkirch, A., Oteman, B., Roy, D.B., Ahrné, K., Biesmeijer, K., Breeze, T.D., Carvell, C., Ferreira, C., FitzPatrick, Ú., Isaac, N.J.B., Kuussaari, M., Ljubomirov, T., Maes, J., Ngo, H., Pardo, A., Polce, C., Quaranta, M., Settele, J., Sorg, M., Stefanescu, C., Vujić, A. (2021). Proposal for an EU Pollinator Monitoring Scheme. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://doi.org/10.2760/881843.

Potts, S.G., Bartomeus, I., Biesmeijer, K., Breeze, T., Casino, A., Dauber, J., Dieker, P., Hochkirch, A., Hoye, T.T., Isaac, N., Kleijn, D., Laikre, L., Mandelik, Y., Montagna, M., Ockinger, E., Oteman, B., Povellato, A., Quaranta, M., Roy, D., Schweiger, O., Settele, J., Stahls-Makela, G., Troost, G., van der Wal, R., Vujic, A., Zhang, J. (2024). Refined proposal for an EU pollinator monitoring scheme. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://doi.org/10.2760/2005545.

Pyke, G.H., Thomson, J.D., Inouye, D.W., Miller, T.J. (2016). Effects of climate change on phenologies and distributions of bumblebees and the plants they visit. Ecosphere, 7:e01267. https://doi.org/10.1002/ecs2.1267.

Radmacher, S., Strohm, E. (2010). Factors affecting offspring body size in the solitary bee Osmia bicornis (Hymenoptera, Megachilidae). Apidologie, 41:169–177. https://doi.org/10.1051/apido/2009064.

Ramos-Jiliberto, R., Moisset de Espanés, P., Vázquez, D.P. (2020). Pollinator declines and the stability of plant–pollinator networks. Ecosphere 11(4):e03069. http://doi.org/10.1002/ecs2.3069.

Renner, S.S., Zohner, C.M. (2018). Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 49:165–182. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535.

Rering, C.C., Franco, J.G., Yeater, K.M., Mallinger, R.E. (2020). Drought stress alters floral volatiles and reduces floral rewards, pollinator activity, and seed set in a global plant. Ecosphere, 11(9):e03254. https://doi.org/10.1002/ecs2.3254.

Roberts, S.M., Potts, S., Biesmeijer, K., Kuhlmann, M., Kunin, W., Ohlemüller, R. (2011). Assessing continental-scale risks for generalist and specialist pollinating bee species under climate change. BioRisk, 6:1–18. https://doi.org/10.3897/biorisk.6.1325

Slupik, O., McCune, F., Watson, C., Proulx, R., Fournier, V. (2022). Response of bee and hoverfly populations to a land-use gradient in a Quebec floodplain. J. Insect Conserv., 26:919–932. https://doi.org/10.1007/s10841-022-00437-9.

Stelzer, R.J., Chittka, L., Carlton, M., Ings, T.C. (2010). Winter active bumblebees (Bombus terrestris) achieve high foraging rates in urban Britain. PLoS One, 5:e9559. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009559.

Stillman, J.H. (2019). Heat waves, the new normal: Summertime temperature extremes will impact animals, ecosystems, and human communities. Phys. Ther., 34(2):86–100. https://doi.org/10.1152/physiol.00040.2018.

Straub, F., Birkenbach, M., Leonhardt, S.D., Ruedenauer, F.A., Kuppler, J., Wilfert, L., Ayasse, M. (2023). Land-use-associated stressors interact to reduce bumblebee health at the individual and colony level. Proc. R. Soc. B. Biol. Sci., 290(2008):20231322. https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1322

Sunday, J.M., Bates, A.E., Kearney, M.R., Colwell, R.K., Dulvy, N.K., Longino, J.T., Huey, R.B. (2014). Thermal-safety margins and the necessity of thermoregulatory behavior across latitude and elevation. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 111:5610–5615. https://doi.org/10.1073/pnas.1316145111.

Tong, Z.-Y., Wu, L.-Y., Feng, H.-H., Zhang, M., Ambruster, W.S., Renner, S.S., Huang, S.-Q. (2023). New calculations indicate that 90% of flowering plant species areanimal-pollinated. Natl. Sci. Rev., 10:219. http://doi.org/10.1093/nsr/nwad219.

Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. Ecol. Lett., 11:1351–1363. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x.

Vanbergen, A.J. and the Insect Pollinators Initiative (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. Front. Ecol. Environ., 11:251–259. https://doi.org/10.1890/120126.

Vanderplanck, M., Martinet, B., Carvalheiro, L., Rasmont, P., Barraud, A., Renaudeau, C., Michez, D. (2019). Ensuring access to high-quality resources reduces the impacts of heat stress on bees. Sci. Rep., 9:1259. https://doi.org/10.1038/s41598-019-49025-z.

Vasiliev, D., Greenwood, S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. Sci. Total Environ., 775:145788. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145788.

Vesterlund, S., Sorvari, J. (2014). Longevity of starved bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) is shorter at high than low temperatures. Eur. J. Entomol., 111(2):217–220. https://doi.org/10.14411/eje.2014.035.

Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R., Stopak, D. (2021) Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 118 (2):e2023989118. https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118.

Walters, J., Barlass M., Fisher, R., Isaacs R. (2024). Extreme heat exposure of host plants indirectly reduces solitary bee fecundity and survival. Proc. R. Soc. B. Biol. Sci., 291:20240714. http://doi.org/10.1098/rspb.2024.0714.

Weekers, T., Marshall, L., Leclercq, N., Wood, T.J., Cejas, D., Drepper, B., Garratt, M., Hutchinson, L., Roberts, S., Bosch, J. and Roquer-Beni, L. (2022). Ecological, environmental, and management data

indicate apple production is driven by wild bee diversity and management practices. Ecol. Indic., 139:108880. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108880.

Weidenmüller, A., Chen, R., Meyer, B. (2019). Reconsidering response threshold models—short-term response patterns in thermoregulating bumblebees. Behav. Ecol. Sociobiol., 73:112. https://doi.org/10.1007/s00265-019-2709-5.

Westhus, C., Kleineidam, C.J., Roces, F., Weidenmüller, A. (2013). Behavioural plasticity in the fanning response of bumblebee workers: Impact of experience and rate of temperature change. Anim. Behav., 85:27–34. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.10.003.

Woodcock, B.A., Edwards, M., Redhead, J., Meek, W.R., Nuttall, P., Falk, S., Nowakowski, M., Pywell, R.F. (2013). Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: Behavioural differences and diversity responses to landscape. Agric. Ecosyst. Environ., 171:1–8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.005.

Zayed, A. (2009). Bee genetics and conservation. Apidologie, 40:237–262. https://doi.org/10.1051/apido/2009026.

6.3 Case libellen: Naar een klimaatadaptief beheer van vennen en heideplassen

Geert De Knijf

6.3.1 Sterke achteruitgang van libellen gebonden aan vennen en heideplassen

Libellen zijn charismatische insecten gebonden aan zoetwater, zowel stilstaand als stromend. Als larve verblijven ze verschillende maanden tot meerdere jaren in het water. Adulten leven echter slechts enkele weken en zijn terrestrisch. Libellen zijn gemakkelijk tot op de soort te herkennen, de biologie en ecologie is goed bekend. Daarenboven zijn libellen gevoelig voor veranderingen in zowel het aquatisch milieu als het omliggend landgebruik en worden dan ook als goede bio-indicatoren beschouwd (Sigutová et al. 2023; Samways 2024). De belangrijkste bedreiging voor libellen op wereldschaal is habitatverlies ten gevolge van menselijke activiteiten. Intensivering van landgebruik ten behoeve van de landbouw, kappen van bos in het bijzonder rivierbegeleidend bos in de tropen en subtropen, wateronttrekking en waterverontreiniging vooral door de landbouw via run-off van voedingsstoffen en pesticiden zijn de belangrijkste stressoren (Sayer et al. 2025). De gevolgen van klimaatverandering vergroot de impact van deze activiteiten, maar de effecten van klimaatverandering kunnen lokaal veel belangrijker zijn. Zo is in Europa droogte ten gevolge van klimaatverandering de belangrijkste factor voor de achteruitgang van het leefgebied van libellen. Daarna volgen verontreiniging en eutrofiëring door de land- en bosbouw en wateronttrekking (De Knijf et al. 2024a, b). Al deze stressoren hebben een impact zowel op gedrag van libellen als op de kenmerken die hun levensgeschiedenis ("life-history traits") bepalen, zoals hun reproductie en de duur van de larvale ontwikkeling. Finaal resulteert dit in veranderingen in populatiegrootte, vermindering van het aantal populaties tot afname van hun areaal.

De oorzaken van de achteruitgang van insectenpopulaties zijn niet altijd eenduidig vast te stellen. Meestal zijn verschillende milieudrukken hiervoor verantwoordelijk en zelfs voor een bepaalde soort kan dit verschillen per locatie en in de loop van de tijd. Die verschillende milieudrukken interageren met elkaar en versterken elkaar. In Nederland blijkt bijvoorbeeld de verandering in waterkwaliteit en de daaropvolgende veranderingen in vegetatiestructuur en samenstelling, naast de impact van klimaatverandering, de drijvende kracht te zijn achter de negatieve trend van libellen (Termaat et al. 2023).

In Europa is 21% van de libellensoorten bedreigd, met een duidelijk toenemende negatieve trend over de laatste 10 jaar (De Knijf et al. 2024a). De grootste groep bedreigde soorten in Europa komt voor in beken en rivieren in Zuid-Europa, gevolgd door libellensoorten gebonden aan eerder voedselarme wateren zoals vennen en heideplassen. Ook in Vlaanderen zijn bijna 25% van alle soorten libellen (of 15 soorten) bedreigd (De Knijf et al. 2021). Bijzonder verontrustend is dat alle soorten die gebonden zijn aan vennen, bedreigd zijn. Hierbij kwamen 6 soorten zelfs in een meer bedreigde categorie terecht in vergelijking met de Rode Lijst uit 2006 (De Knijf 2006). Dit wijst op een verdere toename van milieudrukken de laatste 10 jaar (De Knijf et al. 2021). Soorten die strikt gebonden zijn én kenmerkend voor vennen en heideplassen zijn maanwaterjuffer, speerwaterjuffer,

doi.org/10.21436/inbor.115522467

venglazenmaker, hoogveenglanslibel, venwitsnuitlibel, Noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel. Hun achteruitgang is zelfs zo sterk dat deze soorten bijna volledig verdwenen zijn uit het Nationaal Park Hoge Kempen (De Knijf 2024), nochtans een groot gebied met heel wat vennen en heideplassen. Populaties van soorten als maanwaterjuffer, speerwaterjuffer en hoogveenglanslibel zijn altijd al zeer beperkt geweest in hun verspreiding in Vlaanderen. Andere soorten zoals de zwarte heidelibel en de venwitsnuitlibel kwamen tot kort voor de eeuwwisseling aan bijna elk ven in de Kempen voor. Libellensoorten gebonden aan heide- en veengebieden hebben overwegend een noordoostelijke verspreiding in Europa en hebben hun optimum bij eerder lagere temperaturen (Termaat et al. 2019).

Figuur 37: Paringsrad van de met uitsterven bedreigde speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*), een kenmerkende soort voor zwak gebufferde vennen © Geert De Knijf.

6.3.2 Klimaatverandering: de druk teveel

Naast habitatverlies en versnippering van hun leefgebied ging ook de kwaliteit van hun voortplantingshabitat sterk achteruit (De Knijf et al. 2024b). In de jaren ’70 en ’80 was vooral verzuring en ermee samenhangend eutrofiëring de hoofdoorzaak. Nadien nam de verzuring wel af, maar de stikstofdeposities bleven ver boven de kritische depositiewaarde[37] voor oligotrofe (voedselarme) en mesotrofe (matig voedselarme) plassen. De aanrijking van nutriënten kwam niet alleen vanuit de lucht. Door afstroom en insijpeling uit nabijgelegen landbouwgebied of via overstroming van waterlopen, veranderden heel wat voedselarme systemen in voedselrijke plassen. Vele jaren van veel te lage grondwaterstanden in de ruime omgeving van heidegebieden ten behoeve van de landbouw en waterwinning, zorgen ervoor dat de negatieve effecten van eutrofiëring nog

[37] de hoeveelheid depositie die een intact ecosysteem over langere tijd kan verdragen zonder dat significante schade optreedt aan de structuur of het functioneren van dat systeem.

versterkt worden. Aan de hierboven vermelde drukken, kunnen we de laatste twee decennia de effecten van klimaatverandering toevoegen. Vooral een toename van de temperatuur en aanhoudende lange droogteperiodes (Olsen et al. 2022, van Strien & van Grunsven 2023).
Hogere watertemperaturen leiden tot snellere ontbinding van organische stof waardoor de voedselrijkdom verder toeneemt. De aanhoudende droogte zorgde ervoor dat heel wat plassen geheel of tijdelijk droog vielen, waardoor populaties lokaal uitstierven. Door verdroging stijgt de concentratie aan voedingsstoffen in het water, waardoor systemen uit balans raken en vennen eutroof (voedselrijk) worden. Dergelijke waterpartijen worden dan geschikt voor andere soorten die veel competitiever zijn dan de soorten die aangepast zijn aan (voedselarme) vennen. Een voorbeeld hiervan is de kolonisatie van vennen door de grote keizerlibel. De larven hiervan prederen op onder meer larven van de venglazenmaker, die in een vensysteem de grootste libellenpredator is. Ook de adulten van de venglazenmaker worden verdreven door die van de iets grotere en veel sterkere grote keizerlibel. Dit resulteert in minder mogelijkheden voor de venglazenmaker om een territorium aan het ven te bezetten en zo minder tijd om eitjes af te zetten. Wat er vervolgens opgroeit als larve, heeft veel kans om opgegeten te worden door larven van de grote keizerlibel. Deze laatste heeft namelijk een snellere larvale ontwikkeling en daardoor een competitief voordeel.
Een hoge watertemperatuur heeft ook een indirecte invloed via een lagere zuurstof beschikbaarheid in het warmer water. Uit lopend OBN[38]-onderzoek in Nederland blijken larven van de maanwaterjuffer in vennen meer nadeel van lagere zuurstofconcentraties te ondervinden dan larven van de algemene watersnuffel, waardoor die een concurrentievoordeel hebben.
Libellen zijn net als andere insecten ectotherme organismen die de energie van de zon absorberen om actief te worden. En de kleur per soort is gerelateerd aan de omgeving en het overheersende klimaat waarin ze leven. Om die reden komen donkergekleurde insecten vooral in koelere streken voor en lichtgekleurde insecten in warmere streken, en zijn de eerste ook gevoeliger voor klimaatverandering (Zeuss et al. 2014). Libellen gebonden aan vennen en heideplassen worden gekenmerkt door een donker uiterlijk dat hen in staat stelt om bij koudere temperaturen sneller actief te worden bij een beetje zonnestralen. De keerzijde hiervan is dat ze bij hoge temperaturen riskeren oververhit te geraken en uiteindelijk sterven. Uit eigen onderzoek blijken vensoorten op warme voorjaarsdagen actief te zijn tot de middag. Op het warmste moment van de dag zoeken ze nabijgelegen bomen en struiken op om zich te verschansen en om zo lethale oververhitting te vermijden. Ze keren pas laat in de namiddag naar hun voortplantingswateren terug om een territorium te bezetten, te paren en eitjes af te leggen. Omgekeerd zoeken ze bij ongunstige weersomstandigheden, zoals lagere temperaturen, regen of veel wind, warme beschutte hoekjes nabij de vennen. Die beschutte habitats zijn struweel en bosjes, gekenmerkt door goed ontwikkelde bosranden en een gevarieerde structuur. Het is hierbij van groot belang dat ze zonnig gelegen zijn of beschutting bieden tegen de wind. Die microhabitats bieden niet alleen bescherming tegen koude voorjaarsdagen met schrale noordoostenwind of tegen aanhoudende periodes met regen, maar worden ook gebruikt om de nacht door te komen (De Knijf et al. 2024b). Dergelijke beschutte habitats liggen het best dichtbij of zelfs aan hun voortplantingshabitat. Warme bosranden op bv. 100 meter van het ven gelegen, vereisen veel energie van libellen om heen en weer te vliegen tussen hun

[38] OBN Natuurkennis is een kennisnetwerk waarin experts uit natuurbeheer, beleid en wetenschap samenwerken aan natuurherstel en behoud in Nederland.

territorium aan het water en struweel waar ze ongunstige periodes doorbrengen. Deze energie kunnen ze bijgevolg niet gebruiken voor het opbouwen van vetreserves en in de voortplanting.

Uit bovenstaande voorbeelden blijkt dat drukken en bedreigingen op vensystemen en hieraan gebonden libellensoorten divers zijn en elkaar versterken, waarbij de effecten van klimaatveranderingen de zogenaamde druppel te veel zijn. Klimaatverandering is een mondiaal probleem en moet in eerste instantie ook op die schaal aangepakt worden. Als beheerder van een gebied heb je hier weinig impact op, al kunnen we met klimaatadaptieve maatregelen de gevolgen lokaal wel verminderen. Eutrofiëring door nog steeds veel te hoge stikstofdepositie en run-off en inspoeling van nutriënten en pesticiden vanuit nabijgelegen landbouwareaal dient in eerste instantie op Vlaams niveau aangepakt te worden. Als beheerder kan je lokaal proberen om die afspoeling te beperken, maar als aan de input niets verandert, blijft het dweilen met de kraan open. Die toename van voedingsstoffen zorgt er niet alleen voor dat de heide vergrast, maar ook dat bomen en struiken sneller groeien. Dit resulteert in dichte bosbestanden waar er maar weinig plaats is voor warme, beschutte hoekjes en zo ongeschikt worden voor libellen. Dit alles noopt de beheerder om frequenter en intensiever te beheren om de heide niet volledig te laten dichtgroeien.

3.6.3 Een niet aangepast beheer van heidegebieden

Daarnaast verdwenen verschillende populaties van typische vensoorten de laatste jaren ten gevolge van niet aangepast natuurbeheer. Traditioneel focust men bij het beheer van heidegebieden vooral op het kappen en verwijderen van bomen en struiken om zo grote open heidegebieden te bekomen. Of dit 19de-eeuwse beeld van de heide overeenkwam met de werkelijkheid van toen en of dit ook het doel moet zijn voor de toekomst is zeker een discussie waard. Het Kempens landschap is immers ingrijpend veranderd de laatste 100 jaar. Daling van de grondwaterstanden, rechttrekken van waterlopen resulteerde in drainering van heel wat gebieden, eutrofiëring en de effecten van klimaatverandering hebben zo een nefaste grote invloed dat terugkeer naar dit vroegere heidelandschap niet alleen niet haalbaar is maar voor heel wat soorten ook niet wenselijk is. Ook soorten hebben zich aangepast aan deze veranderde omstandigheden in de heide. De speerwaterjuffer is een typische soort van zwak gebufferde vennen en matig voedselrijke plassen (Termaat et al. 2023) en kwam vroeger, net als verschillende andere libellensoorten, vooral voor in plassen aan de rand van de heide, zoals in beekvalleien of waar meer menselijke invloed was (bv. wassen van schapen). Onder meer door inlaat van voedselrijk geworden beekwater werden deze plassen in de loop van de 20ste eeuw voedselrijker en voldeden niet meer aan de habitatvereisten voor de speerwaterjuffer en andere gelijkaardige soorten. Omdat een deel van de voormalige open heide langzaam begon dicht te groeien, evolueerden voorheen open winderige gebieden naar geschikt leefgebied. Dat bood nieuwe mogelijkheden voor deze libellensoorten. Echter, door het intensief kappen van bomen en struiken de laatste paar decennia veranderden deze geschikte leefgebieden terug naar open heideterreinen en vennen zonder enige vorm van beschutting en werden zo langzaam ongeschikt voor heel wat soorten, waaronder de speerwaterjuffer. De voormalige vennen aan de rand van de heide veranderden gedurende de tweede helft van de 20ste eeuw in voedselrijke plassen, die ongeschikt zijn voor soorten gebonden aan voedselarme vennen.

Dit alles resulteerde in een sterke afname tot lokaal verdwijnen van typische libellensoorten gebonden aan vennen.
Aan deze veranderende omstandigheden kan er als beheerder van een gebied zeker iets gedaan worden. Naast het weren van voedselrijk water en het langer vasthouden van gebiedseigen water, kunnen er geschikte (micro)-habitats gecreëerd worden om soorten ongunstige omstandigheden door te komen. Zo is de aanwezigheid van struiken, jonge boomopslag en structuurrijke bosbestanden voor bijna al deze libellensoorten gebonden aan vennen, van essentieel belang om periodes van zeer warme dagen of aanhoudende koude oostenwind door te komen.
Ook bij het ruimen en de herinrichting van vennen is het belangrijk om voldoende warm, beschut gelegen struweel te voorzien nabij vennen. Het volledig verwijderen van de opslag in de omgeving kan desastreuze gevolgen hebben. Zo verdwenen ondanks goede intenties de laatste 5 jaar, 2 van de 5 populaties van de Speerwaterjuffer in Vlaanderen door te intensief, niet aangepast beheer waarbij niet alleen bomen en struiken maar de volledige oevervegetatie drastisch werd verwijderd nabij hun voortplantingslocaties.

Dit alles betekent niet dat we de heide volledig moeten laten verbossen, maar wel dat er gedifferentieerd moet worden in de beheerkeuzes. Zeker in de grote heidegebieden is het vrij gemakkelijk om naast open stuivende heideterreinen tevens zones te hebben met boom- en struikopslag en aanwezigheid van bos nabij vennen. Zeker die heidegebieden waar deze typische vensoorten nog voorkomen en die een hoge potentie hebben, dienen in functie van deze soorten beheerd te worden. Hier moet men zorgen voor warme beschutte hoeken, voldoende struweel en structuurrijk bos. In andere delen van een heidegebied kan er nog steeds gekozen worden voor een meer open paarse heide. Ruimtelijke differentiatie is hierbij van groot belang, zoniet dreigt de heide zijn typische faunasoorten te verliezen.

Figuur 38: Voormalig voortplantingsbiotoop van de speerwaterjuffer in Limburg. Intensief natuurherstel resulteerde in het volledig verwijderen van de oevervegetatie en opslag van bomen en struiken nabij het ven. Hierdoor werd dit niet langer geschikt voor de speerwaterjuffer © Geert De Knijf.

doi.org/10.21436/inbor.115522467

3.6.4 Conclusie

De laatste decennia gingen libellensoorten gebonden aan vennen sterk achteruit en verschillende soorten dreigen op vrij korte tijd uit Vlaanderen te verdwijnen dit ten gevolge van diverse milieudrukken. Belangrijkste maatregelen op Vlaamse en regionale schaal zijn het verminderen van de eutrofiëring en het verhogen van de grondwatertafel. De eutrofiëring is vooral het gevolg van te hoge stikstofdepositiewaarden die dringend moeten verminderen. Daarnaast pleiten we ook voor een aangepast beheer van vennen en heidegebieden, waarbij er meer aandacht moet zijn voor de aanwezigheid van struiken en struweel nabij vennen, vooral in die gebieden waar nog populaties voorkomen van die sterk bedreigde libellensoorten. Die aanwezigheid zorgt voor een verkoelend effect op warme dagen en voor beschutting tijdens ongunstige periodes (regen, veel wind, 's nachts).

Wellicht is de dodelijke cocktail van eutrofiëring (stikstofdepositie) en klimaatverandering al in het stadium beland, dat we de meest kritische soorten van de heide en venen niet zullen kunnen behouden. Maar bij ongewijzigd beleid en beheer zal de dalende trend van libellen gebonden aan vennen zich voortzetten, en dreigen zelfs voorheen algemene en talrijke soorten als de zwarte heidelibel uit Vlaanderen te verdwijnen.

3.6.5 Referenties

De Knijf G. (2006). De Rode Lijst van de libellen in Vlaanderen. In: De Knijf G., Anselin A., Goffart P. & Tailly M. (eds.) De libellen (Odonata) van België: verspreiding - evolutie - habitats. Libellenwerkgroep Gomphus i.s.m. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 63-209.

De Knijf G., Wils C. & Maes D. (2021). IUCN Rode lijst van de libellen (Odonata) van Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. doi.org/10.21436/inbor.67358994.

De Knijf G. (2024). 5. Libellen. In Nationaal Park Hoge Kempen: Natuurrapport 2000-2020. pp. 111-117.

De Knijf, G., Billqvist, M., van Grunsven, R.H.A., Prunier, F., Vinko, D., Trottet, A. et al. (2024a). European Red List of Dragonflies and Damselflies (Odonata). Measuring the Pulse of European Biodiversity. European Commission, Brussels, Belgium. : https://doi.or/10.2779/462053.

De Knijf G., Billqvist M., van Grunsven R., Assandri, A., Bedjanič, M., Conze, K-J. et al. (2024b). Moving from Assessment to Planning for Threatened European Dragonflies. A report to the European Commission by the IUCN SSC Dragonfly Specialist Group and the IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland.

Olsen K., Svenning J.-C. & Balslev H. (2022). Climate change is driving shifts in dragonfly species richness across Europe via differential dynamics of taxonomic and biogeographic groups. Diversity 14 (1066). https://doi.org/ 10.3390/d14121066.

Samways, M.J. (2024). Conservation of Dragonflies: Sentinels for Freshwater Conservation. CABI/Royal Entomological Society, Wallingford, UK. https://doi.org/10.1079/9781789248395.0007.

Sayer, C.A., Fernando, E., Jimenez, R.R., Macfarlane, N.B., Rapacciuolo, G., Böhm, M. et al. (2025). One- quarter of freshwater fauna threatened with extinction. Nature, 2025, 1-8. https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z.

Šigutová, H., Dolný, A., Samways, M.J., Hardersen, S., Oliveira-Junior, J.M., Juen, L. et al. (2023). Odonata as indicators of pollution, habitat quality, and landscape disturbance. Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research, 2 nd edition (ed. by Córdoba-Aguilar, A., Beatty, C.D. & Bried, J.T), pp. 371-384. Oxford University Press, New York, USA. https://doi.org/10.1093/oso/9780192898623.003.0026.

Termaat, T., Ketelaar, R., van Kleef, H.H., Verberk, W.C.E.P., van Grunsven, R.H.A. & Wallis De Vries, M.F. (2023). Spearhead blues: How threats to the damselfly Coenagrion hastulatum changed over time. Journal of Insect Conservation, 28, 211-224. https://doi.org/10.1007/s10841-023-00537-0.

Termaat T., van Strien A. J., van Grunsven R. H. A., De Knijf G., Bjelke U., Burbach K., Conze K.-J., Goffart P., Hepper D., Kalkman V. J., Motte G., Prins M., Prunier F., Sparrow D. J., van den Top G. G., Vanappelghem C., Winterholler M. & Wallis De Vries M. F. (2019). Distribution trends of European dragonflies under climate change. Diversity and Distributions 25: 936-950. https://doi.org/10.1111/ddi.12913.

van Strien A.J., van Grunsven R.H.A. (2023). In the past 100 years dragonflies declined and recovered by habitat restoration and climate change. Biological Conservation 277. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109865.

Zeuss D., Brandl R., Brändle M., Rahbek C.& Brunzel S. (2014). Global warming favours light-coloured insects in Europe. Nature Communications 5: 3874. https://doi.org/10.1038/ncomms4874.

6.4 Case amfibieën: Klimaatverandering en amfibieën in Vlaanderen

Jeroen Speybroeck, Loïc van Doorn

Amfibieën vormen een essentiële schakel in gezonde natuurlijke ecosystemen als voedselbron (zowel als adulten als in het ei- en larvale stadium) en als top-down regulerende predatoren van insectenpopulaties. Door hun specifieke fysiologische, ecologische en gedragseigenschappen kunnen ze echter bijzonder gevoelig zijn voor veranderende klimaatcondities (Blaustein et al. 2003; Catenazzi 2015).

Fysiologie:

- Ectothermie
- Dunne huid
- Eieren zonder schaal

Ecologie:

- Sterke afhankelijkheid van water (gelinkt aan patronen in activiteit en voortplanting)

Gedrag:

- Beperkte dispersiecapaciteiten
- Hoge plaatstrouw

Voor amfibieën zijn vooral veranderingen in temperatuur en neerslag relevant. De effecten van klimaatverandering hangen nauw samen met andere drukfactoren en bedreigingen.

6.4.1 Klimaatverandering en habitatverlies en -fragmentatie

Een van de meest zichtbare gevolgen van klimaatverandering voor amfibieën is het verlies en de fragmentatie van hun natuurlijke habitat (Luedtke et al. 2023). Alle inheemse amfibieënsoorten zijn voor hun voortplanting afhankelijk van waterlichamen zoals poelen, vijvers, bronbeken, … Door stijgende temperaturen en veranderingen in neerslagpatronen kunnen deze waterbronnen sneller opdrogen, waardoor de aquatische habitats van amfibieën krimpen of zelfs volledig verdwijnen. Dit heeft ernstige gevolgen, omdat amfibieën zonder water ten dode opgeschreven zijn. Geschikt voortplantingswater hoeft niet altijd permanent aanwezig te zijn, maar wel binnen de soortspecifieke ontwikkelingsperiode van eieren en larven. Dit is uitgesproken het geval voor de rugstreeppad (Epidalea calamita), die als meest uitgesproken pioniersoort onder de Vlaamse amfibieën gebruikmaakt van ondiepe tijdelijke plassen. Afhankelijk van het moment van eiafzet, doorloopt deze soort voor een belangrijk deel haar larvale ontwikkeling tijdens de warmste maanden van het jaar. Grote droogte kan dan ook het volledige reproductiesucces van een populatie fnuiken. Ook soorten zoals de heikikker (Rana arvalis), die zich vroeg in het voorjaar (februari-maart) voortplanten en vaak ondiepe eiafzetplaatsen verkiezen, krijgen met name op de snel opwarmende zandgronden -waar ze veelal van nature voorkomen- te kampen met dit probleem.

Verder zorgen beperkte dispersiecapaciteiten en de reeds bestaande hoge graad van habitatfragmentatie ervoor dat populaties zich moeilijk of niet kunnen verplaatsen naar andere, nog steeds geschikte leefgebieden. Bovendien leidt de versnippering van leefgebieden door de opwarming van de aarde tot geïsoleerde populaties. Dit vergroot het risico op inteelt en vermindert de genetische diversiteit, wat op lange termijn kan leiden tot een verminderde weerstand tegen ziektes en andere omgevingsdrukken. Verder leidt habitatfragmentatie ertoe dat veel populaties geïsoleerd raken. Vlaanderen, bijvoorbeeld, heeft een sterk versnipperd landschap door de dichtbevolkte infrastructuur. Dit betekent dat amfibieën vaak belemmerd worden in hun migratie naar geschikte voortplantingsplaatsen of vochtige schuilplaatsen, wat hun overlevingskansen aanzienlijk vermindert.

6.4.2 Klimaatverandering en ziektes

Klimaatverandering speelt ook een grote rol in de verspreiding van infectieziektes onder amfibieën. Chytridiomycose, een dodelijke schimmelziekte veroorzaakt door de schimmel Batrachochytrium dendrobatidis (Bd), heeft wereldwijd geleid tot het uitsterven van verschillende amfibiesoorten. Recenter zijn er in Nederland, Duitsland en Wallonië gevallen gemeld van de schimmel Batrachochytrium salamandrivorans (Bsal), die vermoedelijk uit Azië afkomstig is (http://bsaleurope.com/). Deze ziekte vormt een enorme bedreiging voor salamanders in België en heeft al geleid tot sterke afnames in populaties van de vuursalamander in de genoemde regio's (bv. Spitzen-van der Sluijs et al. 2013). Klimaatverandering vergroot het risico op verspreiding van dergelijke invasieve pathogenen, onder meer omdat mildere winters de kans op overleving van deze schimmels vergroten. Naast deze schimmels baart ook het Ranavirus zorgen. Ranavirose-uitbraken worden vaak seizoensgebonden waargenomen, met pieken tijdens warme periodes, vooral in de zomer. Klimaatverandering zorgt voor meer hittegolven en langere warme seizoenen, wat gunstige omstandigheden creëert voor uitbraken. Tijdens dergelijke periodes worden amfibieën vaak in ondiepe, stilstaande wateren aangetroffen, die sneller opwarmen. Dit creëert een perfecte omgeving voor het virus om zich te verspreiden en om snel grote aantallen individuen te infecteren. Veranderingen in temperatuur en vochtigheid als gevolg van klimaatverandering kunnen de verspreiding van deze ziektes bevorderen, waardoor populaties sneller besmet raken (Steigerwald 2021). Bovendien verzwakt de stress die amfibieën ervaren door de veranderende leefomstandigheden het immuunsysteem.

6.4.3 Klimaatverandering en temperatuur en vochtigheid

De fysiologie van amfibieën maakt hen bijzonder gevoelig voor schommelingen in temperatuur en vochtigheid. Als 'koudbloedige' dieren zijn amfibieën afhankelijk van hun omgeving om hun lichaamstemperatuur te reguleren. Stijgende temperaturen kunnen leiden tot oververhitting en uitdroging en zo voortplanting en overleving beïnvloeden.

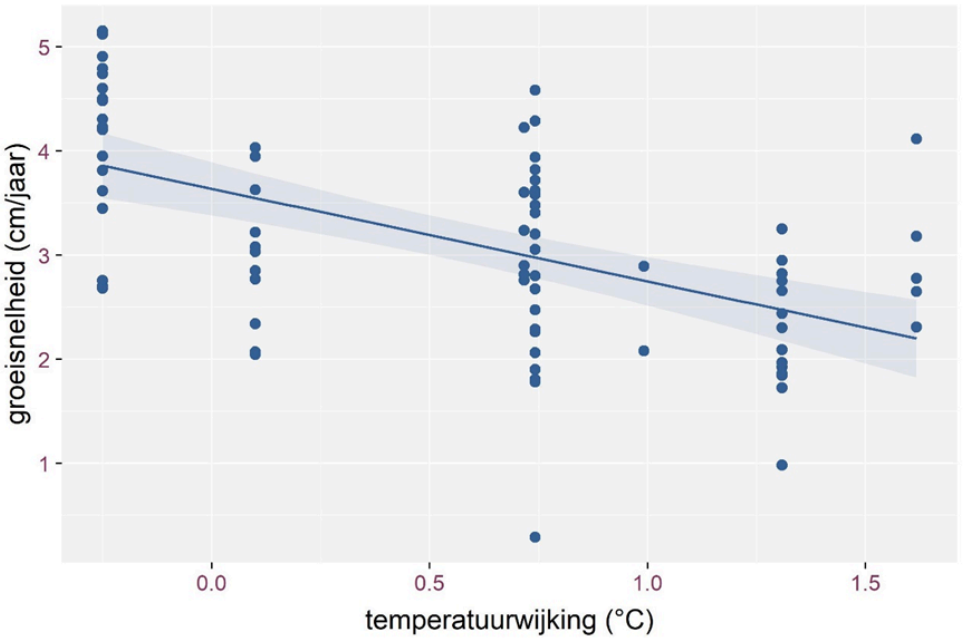
Bovendien beïnvloeden hogere temperaturen het metabolisme en de ontwikkeling van larven. Zo kan een hogere watertemperatuur leiden tot een hogere groeisnelheid. Dergelijke ontwikkeling leidt veelal tot kleinere juvenielen met lagere biomassa en dus een verlaagde fitness en beperkte kans op

overleven tot reproductieve adulten. Eigen onderzoek naar de larvale ontwikkeling van de rugstreeppad en knoflookpad toonde aan dat rugstreeppadlarven die opgroeiden bij een watertemperatuur van 25 °C ruim een week vroeger aan land gingen dan deze die bij 20 °C opgroeiden, maar dat deze die bij 25 °C opgroeiden juvenielen opleverden die gemiddeld 38% lagere biomassa hadden. Larven van knoflookpad (Pelobates fuscus) opgegroeid bij 15, 20 en 25 °C vertoonden een verschil van ongeveer 2,5-3 maanden (15 °C vs. 25 °C) en twee weken (20 °C vs. 25 °C) inzake start van metamorfose en juveniele knoflookpadden opgegroeid bij 20 °C en 25 °C hadden een respectieve biomassa die 29% en 40% lager was dan deze bij 15 °C.

Veranderingen in vochtigheid zijn eveneens van cruciaal belang voor amfibieën. Hun dunne huid maakt hen kwetsbaar voor uitdroging. Een afname van de neerslag, zoals voorspeld in sommige regio's als gevolg van klimaatverandering, kan leiden tot uitdroging van natuurlijke waterbronnen en vermindert de beschikbaarheid van vochtige schuilplaatsen.

De zorgwekkende afname van het aantal getelde legsels (als proxy voor populatiegrootte) in een aantal Limburgse heikikkerpopulaties zou kunnen verband houden met temperatuur (Engelen 2024). Verhoogd vochtverlies en verlaagde foerageerefficiëntie in hete zomers zou de aanmaak van vetreserves en de daarop volgende ontwikkeling van eicellen bij vrouwelijke heikikkers kunnen hypothekeren, met waarneembaar grote afname van voortplantingssucces als gevolg.

Ook de groei van amfibieën kan in verband gebracht worden met de variatie in temperatuur- en vochtregime. INBO-onderzoek in een Vlaamse populatie van de vuursalamander (Salamandra salamandra) toont aan dat de groeisnelheid van juvenielen van het eerste tot hun tweede levensjaar in verband kan gebracht worden met de afwijking van neerslaghoeveelheid en temperatuur op jaarbasis. De variatie van een neerslagtekort van 200 mm onder het jaargemiddelde tot een overschot van dezelfde grootte correspondeert met een variatie in juveniele groeisnelheid van 2,5 tot 4 cm per jaar. De variatie van ongeveer 2 °C in gemiddelde temperatuur spoort samen met ongeveer een verdubbeling in juveniele groei van 2 tot 4 cm per jaar (Figuur 39). Opeenvolgende jaren van droogte en warme zomers (zoals bv. 2017-2020) kunnen zo zelfs langlevende soorten zoals de vuursalamander negatief beïnvloeden.



Figuur 39: Groeisnelheid van juveniele vuursalamanders *Salamandra salamandra* in functie van de temperatuurafwijking (verschil tussen de jaarlijkse gemiddelde temperatuur en het gemiddelde van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn.

6.4.4 Klimaatverandering en invasieve soorten

De invasieve amfibiesoorten die actueel in Vlaanderen voorkomen kennen alle warmere condities in hun natuurlijk areaal en bedreigen inheemse amfibieënpopulaties door predatie, competitie en het overdragen van ziektes. Volgende invasieve amfibiesoorten komen actueel voor in Vlaanderen : Amerikaanse stierkikker (Lithobates catesbeianus), Afrikaanse klauwkikker (Xenopus laevis), meerkikker (Pelophylax ridibundus) en Kleinaziatische meerkikker (P. cf. bedriagae).

Noemenswaardige invasieve soorten naast uitheemse amfibietaxa zijn soorten die zich in belangrijke mate voeden met amfibieën, met name vis en in wellicht toenemende mate verschillende soorten kreeften. Naarmate ons Vlaams klimaat opwarmt, kunnen steeds meer soorten potentieel invasief worden. Bovendien kunnen deze uitheemse predatoren steeds vroeger in het jaar actief worden en zo een groeiende predatiedruk uitoefenen op aquatische levensstadia van amfibieën.

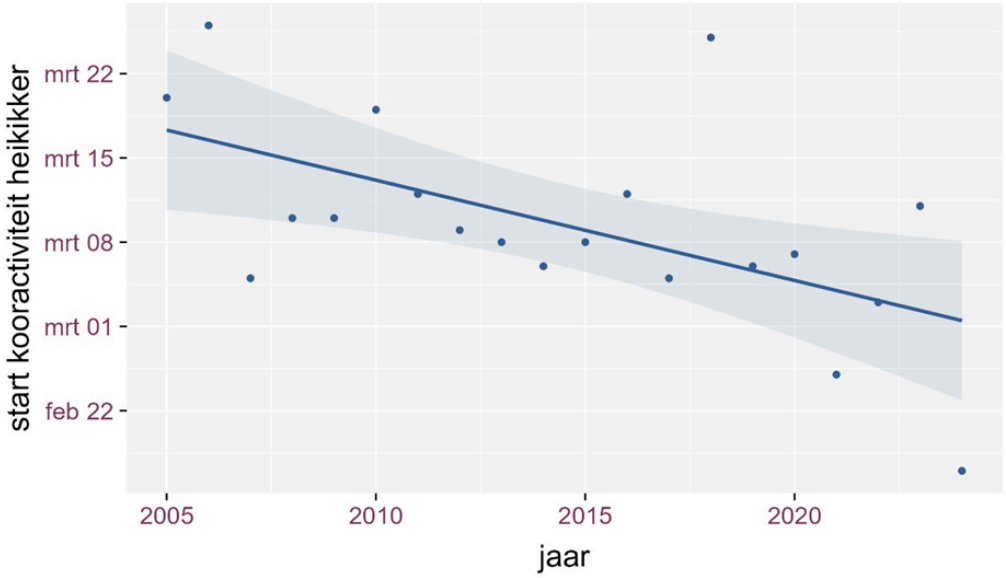
Klimaatverandering draagt ook bij aan de verspreiding van invasieve soorten, die een ernstige bedreiging vormen voor inheemse amfibieën. Door stijgende temperaturen en veranderende weerpatronen kunnen niet-inheemse soorten gemakkelijk nieuwe gebieden koloniseren die voorheen niet geschikt waren. Extreem hoge waterstanden kunnen leiden tot vaker inspoelen van vis in poelen en vijvers.

De introductie van invasieve soorten vergroot bovendien de gevolgen van habitatverlies en fragmentatie. Als gevolg van klimaatverandering worden veel ecosystemen kwetsbaarder voor

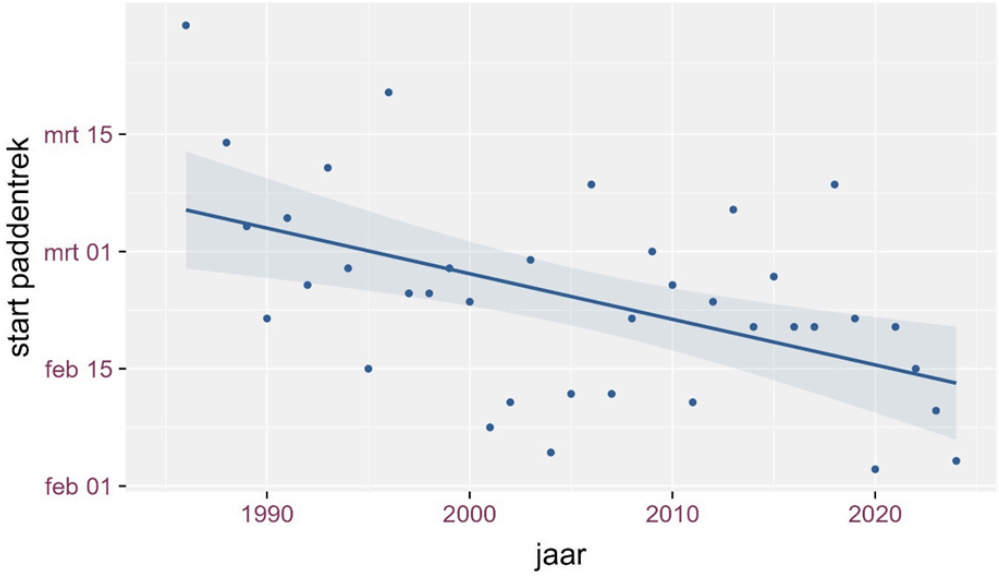
verstoringen, wat het gemakkelijker maakt voor invasieve soorten om in te breken en inheemse populaties te verdringen. Dit veroorzaakt een vicieuze cirkel waarin inheemse amfibiesoorten steeds verder onder druk komen te staan, wat kan leiden tot een afname van biodiversiteit en het verlies van vitale ecosysteemdiensten.

6.4.5 Klimaatverandering en adaptatie

Hoewel sommige diersoorten in staat zijn zich aan te passen aan veranderende klimaatomstandigheden, is de aanpassingscapaciteit van amfibieën eerder beperkt. Hun gespecialiseerde leefomgevingen en fysiologische gevoeligheid maken het moeilijk voor hen om zich snel genoeg aan te passen aan de snelheid waarmee het klimaat verandert. Ook de lage dispersie- en migratiecapaciteit van de meeste soorten belemmert hun vermogen om nieuwe, gunstigere leefgebieden te bereiken. Bovendien is de levenscyclus van amfibieën nauw verbonden met seizoensgebonden klimaatpatronen. Plotselinge veranderingen in deze patronen kunnen hun voortplantingscycli verstoren en resulteren in een afname van hun voortplantingssucces en een verhoogde mortaliteit. Hoewel onze amfibieën strikt genomen geen echte winterslaap doormaken, kunnen erratische weerpatronen in het voorjaar vervroegde activiteit en migratie van bepaalde soorten dermate vroeg triggeren dat ze meer kans krijgen om blootgesteld te worden aan daaropvolgende vroege vorstperiodes. Feit is dat de fenologie van onze inheemse soorten lijkt op te schuiven (Figuur 40 en 41).



Figuur 40: Evolutie van jaarlijkse aanvangsdatum voortplanting heikikker *Rana arvalis* in zeven Limburgse populaties met lineaire trendlijn (Bron: Peter Engelen).



Figuur 41: Evolutie van jaarlijkse aanvangsdatum paddentrek (5% van overgezette gewone padden *Bufo bufo* van dat jaar overgezet) (Bron: Paddenportaal Hyla werkgroep, Natuurpunt).

De grootte van gewone padden nam af over een studie van 22 jaar in het Verenigd Koninkrijk, wat werd gelinkt aan een dalende fitness, onvolmaakte winterrust tijdens mildere winters en dalende populatiegrootte (Reading 2007). Een andere studie met gewone pad stelde dat verkorte en mildere winters tot een hogere overleving van juvenielen doorheen de winter kunnen leiden (Üveges et al. 2016), wat in de weegschaal zou kunnen liggen met de negatieve effecten tijdens de actieve periode (lente tot herfst). Schmidt et al. (2024) toonden echter aan dat padden aangepast aan hogere temperaturen meer energie verbruiken en minder kouderesistent zijn. Een verhoogde variatie in temperatuur kan nefast zijn voor de energiereserves en zo de kans op sterfte verhogen.

6.4.6 Positieve effecten

Bepaalde combinaties van voorheen eerder zeldzame weersomstandigheden kunnen minstens tijdelijk ook potentieel gunstig zijn. Daartoe moeten deze echter wel matchen met de vereiste waterbeschikbaarheid voor de ontwikkeling van amfibiesoorten. Overvloedige regenval gevolgd door hoge temperaturen kan echter leiden tot een verhoogd voortplantingssucces. Het blijft een tweesnijdend zwaard – overvloedige regenval kan namelijk ook leiden tot uitspoeling van larven van vuursalamander, inspoelen van predatorvis in poelen, etc.

6.4.7 Wat we kunnen doen

Amfibieën spelen een cruciale rol in ecosystemen, en hun afname kan leiden tot verdere verstoringen in de biodiversiteit en de ecologische balans. Het behoud van amfibieën is daarom niet alleen van belang voor de soorten zelf, maar ook voor het welzijn van het hele ecosysteem. Het is van essentieel belang dat er maatregelen worden genomen om de impact van klimaatverandering op amfibieën te verminderen door het beschermen en klimaatadaptief beheren van hun natuurlijke

habitats, het bestrijden van ziekten en invasieve soorten, en het creëren van corridors die migratie mogelijk maken.

Robuuste amfibiepopulaties vereisen beschikbaarheid van geschikte voortplantingswateren. Om binnen een gebied zowel droge als natte jaren te kunnen accommoderen zijn er dan ook voldoende diepe poelen nodig. Het kan wenselijk zijn poeloevers te omwallen om visinspoeling te vermijden. Algemener kan een gelaagde bodemstructuur vaak soelaas brengen om waterbeschikbaarheid te waarborgen. Dit betekent dat ondiepe zones, die snel opwarmen en ideaal zijn voor larvale ontwikkeling, gecombineerd worden met diepere delen die water houden in droge periodes. Aanplant van bomen of struiken op strategische plekken kan schaduw bieden en oververhitting van het water voorkomen. Tegelijkertijd is het belangrijk om voldoende open wateroppervlak te behouden voor zonlicht, wat essentieel is voor de ontwikkeling van amfibielarven. Regelmatig verwijderen van een belangrijk deel van de aanwezige waterplanten voorkomt dat de poel dichtgroeit en zuurstofloos wordt.

Belangrijk is om soortspecifiek te werken. Zo kan het voor bepaalde warmteminnende soorten, zoals boomkikker (Hyla arborea) en rugstreeppad, nodig zijn poelen ondieper te maken in jaren van hoge waterstanden, terwijl het omgekeerde nodig is in jaren van grote droogte.Een netwerk van poelen op verschillende afstanden (idealiter binnen maximaal enkele honderden meters van elkaar) vergroot de kans dat amfibieën alternatieve voortplantingsplaatsen vinden als een poel tijdelijk uitdroogt. Dit maakt de populatie veerkrachtiger en ondersteunt de migratie en verspreiding van amfibieën, wat belangrijk is voor het behoud van genetische diversiteit.

6.4.8 Referenties

Blaustein, A. R., A. C. Hatch, L. K. Belden, E. Scheessele, and J. M. Kiesceker (2003). Global change: challenges facing amphibians. Pp. 187–198 *in* R. D. Semlitsch, ed. Amphibian conservation. Smithsonian Institution, Washington, D.C.

Catenazzi, A. (2015). State of the world's amphibians. Annual Review of Environment and Resources 40: 91-119.

Engelen, P. (2024). Heikikkerpopulatie bereikt historisch dieptepunt. Natuurpunt Nieuws. https://www.natuurpunt.be/nieuws/heikikkerpopulatie-bereikt-historisch-dieptepunt

Luedtke, J.A., Chanson, J., Neam, K. *et al.*[JS1] (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. Nature 622: 308–314.

Reading, C. J. (2007). Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. Oecologia 151:125–131.

Schmidt, R., Zummach, C., Sinai, N., Sabino-Pinto, J., Künzel, S., Dausmann, K.H., Ruthsatz, K. (2024). Physiological responses to a changing winter climate in an early spring-breeding amphibian. Ecol Evol 14(7): e70042.

Spitzen-van der Sluijs A., Spikmans F., Bosman W., de Zeeuw M., van der Meij T., Goverse E., Kik M., Pasmans F., Martel A. (2013). Rapid enigmatic decline drives the fire salamander (*Salamandra salamandra*) to the edge of extinction in the Netherlands. Amphibia-Reptilia 34: 233-239.

Steigerwald, E. (2021). "Impacts Of Climate Change On Amphibians" *AmphibiaWeb*. https://amphibiaweb.org/declines/climatechange.html. University of California, Berkeley, CA, USA.

Üveges, B., Mahr, K., Szederkényi, M. Bókony, V., Hoi, H., Hettyey, A. (2016). Experimental evidence for beneficial effects of projected climate change on hibernating amphibians. Sci Rep 6: 26754.

[JS1]Er zijn 123 auteurs….. - Jennifer A. Luedtke, Janice Chanson, Kelsey Neam, Louise Hobin, Adriano O. Maciel, Alessandro Catenazzi, Amaël Borzée, Amir Hamidy, Anchalee Aowphol, Anderson Jean, Ángel Sosa-Bartuano, Ansel Fong G, Anslem de Silva, Antoine Fouquet, Ariadne Angulo, Artem A. Kidov, Arturo Muñoz Saravia, Arvin C. Diesmos, Atsushi Tominaga, Biraj ShresthaBrian Gratwicke, Burhan Tjaturadi, Carlos C. Martínez Rivera, Carlos R. Vásquez Almazán, Celsa Señaris, S. R. Chandramouli, Christine Strüssmann, Claudia Fabiola Cortez Fernández, Claudio Azat, Conrad J. Hoskin, Craig Hilton-Taylor, Damion L. Whyte, David J. Gower, Deanna H. Olson, Diego F. Cisneros-Heredia, Diego José Santana, Elizah Nagombi, Elnaz Najafi-Majd, Evan S.H. Quah, Federico Bolaños, Feng Xie, Francisco Brusquetti, Francisco S. Álvarez, Franco Andreone, Frank Glaw, Franklin Enrique Castañeda, Fred Kraus, Gabriela Parra-Olea, Gerardo Chaves, Guido F. Medina-Rangel, Gustavo González-Durán, H. Mauricio Ortega-Andrade, Iberê F. Machado, Indraneil Das, Iuri Ribeiro Dias, J. Nicolas Urbina-Cardona, Jelka Crnobrnja-Isailović, Jian Huan Yang, Jiang Jianping, Jigme Tshelthrim Wangyal, Jodi J.L. Rowley, John Measey, Karthikeyan Vasudevan, Kin Onn Chan, Kotambylu Vasudeva Gururaja, Kristiina Ovaska, Lauren C. Warr, Luis Canseco-Márquez, Luís Felipe Toledo, Luis M. Díaz, M. Monirul H. Khan, Madhava Meegaskumbura, Manuel E. Acevedo, Marcelo Felgueiras Napoli, Marcos A. Ponce, Marcos Vaira, Margarita Lampo, Mario H. Yánez-Muñoz, Mark D. Scherz, Mark Oliver Rödel, Masafumi Matsui, Maxon Fildor, Mirza D. Kusrini, Mohammad Firoz Ahmed, Muhammad Rais, N'Goran G.G. Kouamé, Nieves García, Nono Legrand Gonwouo, Patricia A. Burrowes, Paul Y. Imbun, Philipp Wagner, Philippe J.R. Kok, Rafael L. Joglar, Renoir J. Auguste, Reuber Albuquerque Brandão, Roberto Ibáñez, Rudolf von May, S. Blair Hedges, S. D. Biju, S. R. Ganesh, Sally Wren, Sandeep Das, Sandra V. Flechas, Sara L. Ashpole, Silvia J. Robleto-Hernández, Simon P. Loader, Sixto J. Incháustegui, Sonali Garg, Soumphthone Phimmachak, Stephen J. Richards, Tahar Slimani, Tamara Osborne-Naikatini, Tatianne P.F. Abreu-Jardim, Thais H. Condez, Thiago R. De Carvalho, Timothy P. Cutajar, Todd W. Pierson, Truong Q. Nguyen, Uğur Kaya, Zhiyong Yuan, Barney Long, Penny Langhammer, Simon N. Stuart

7. Reflectie: natuur onder een veranderend klimaat

Maud Raman

In dit rapport hebben we de klimatologische trends en de effecten ervan beschouwd op habitats en hun soorten. We hernemen hier nog eens in algemene termen gekende aspecten van de impact van klimaatverandering op natuur, maar vooral ook algemene principes en beleidsaanbevelingen om de natuur weerbaarder te maken.

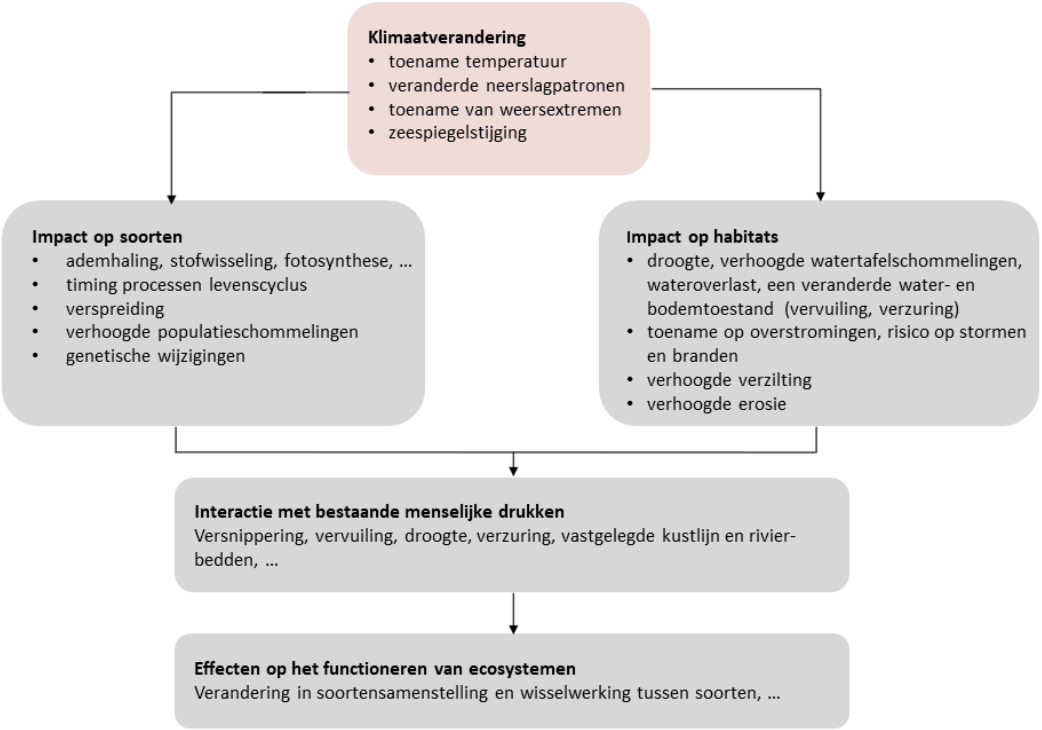
7.2 Klimatologische trends in België

We zien een duidelijke opwarming in heel België, met een toename van het aantal hittegolven sinds 1981. Vooral de laatste jaren komen ze steeds vaker voor. De neerslagtrends zijn minder eenduidig door grote jaarlijkse schommelingen, maar het aantal dagen met hevige regen is toegenomen sinds 1981. Er is minder sneeuwval dan vroeger, met veel variatie van jaar tot jaar. Droogteperiodes in de lente worden langer met minder voorjaarsneerslag. We zien geen duidelijke stijging in het aantal stormen of de intensiteit ervan (KMI 2020). De zeespiegel daarentegen stijgt wel gestaag . Dat zal leiden tot grotere watervolumes in het Schelde-estuarium, een sterker verschil tussen hoog- en laagtij, meer zoutindringing landinwaarts en dus een verhoogd risico op verzilting.

7.2 Gecombineerde effecten

Natuur is onderhevig aan klimaatverandering, en deze veranderingen kunnen klein en omkeerbaar zijn of grotere gevolgen hebben. Klimaatverandering is echter moeilijk te isoleren van andere milieudrukken en/of antropogene drukken. Vaak versterken ze elkaar. Onderstaande figuur geeft weer hoe het functioneren van ecosystemen uiteindelijk beïnvloed wordt door een geheel aan factoren zoals de gevoeligheid van soorten en habitats, klimaatverandering en de interactie met bestaande menselijke drukken.

doi.org/10.21436/inbor.115522467



Figuur 1: Overzicht van de impact van klimaatverandering op habitats en soorten (Vos et al. 2010).

7.3 Effecten van klimaatverandering op soorten

Soorten en populaties kunnen zeer verschillend reageren op klimaatverandering. Hun kwetsbaarheid omvat meer dan enkel de blootstelling aan klimaatverandering. Het vermogen van soorten om te reageren op klimaatverandering wordt bepaald door biologische karakteristieken die ervoor zorgen dat ze al dan niet weerstand kunnen bieden (sensitiviteit) of zich aanpassen aan de vernieuwde situatie (adaptieve capaciteit). Het type en de timing van de respons zal afhangen van het evenwicht tussen gevoeligheid, capaciteit voor adaptatie en de blootstelling aan klimaatverandering (Dickinson et al. 2015, Raman 2022).

Areaalverschuivingen en verdwijnen van soorten: Klimaatverandering wijzigt de omvang en ligging van verspreidingsgebieden. Warmteminnende soorten breiden uit, terwijl soorten met een noordelijk of montaan verspreidingsgebied zullen afnemen of lokaal uitsterven als ze niet kunnen meebewegen met klimaatzones of zich niet snel genoeg kunnen aanpassen.

Natuurverbindingen spelen hierbij een belangrijke rol. Wanneer de habitat van soorten met een specifieke habitatvoorkeur sterk gefragmenteerd is en de verschillende habitatvlekken ver van elkaar verwijderd liggen, zullen ze niet in staat zijn de voortschrijdende opwarming noordwaarts te volgen. Vermits verschillende soorten in verschillende mate gevoelig zijn voor temperatuurverschuivingen, kan de samenstelling van gemeenschappen gevoelig veranderen waardoor nieuwe (competitieve) interacties ontstaan in die gemeenschappen (Raman 2022).

doi.org/10.21436/inbor.115522467

Fenologische veranderingen: De timing van jaarlijks terugkerende gebeurtenissen in de levenscyclus van planten en dieren (zoals kieming, groei, bloei, trek, eileg) vervroegd vaak. Dit kan leiden tot verstoorde competitie- en voedselrelaties, zoals bij koolmeeskuikens die de voedselpiek missen of Argusvlinders die een derde verloren generatie genereren laat op het jaar (Van Dyck et al. 2015).

Directe fysiologische impact: Veel fysiologische processen in planten hebben bepaalde optima wat betreft temperatuur en (lucht)vochtigheid. Klimaatwijzigingen zullen deze processen op directe wijze beïnvloeden. Over het algemeen zal bij stijgende temperaturen de biomassaproductie toenemen, zolang een maximumtemperatuur niet overschreden wordt en voor zover water geen limiterende factor vormt (Van der Aa et al. 2015).

Soortinteracties: Interacties tussen verschillende soorten zoals competitie, voedselrelaties en symbiose kunnen door klimaatverandering veranderen. We verwachten dat soorten die beter aangepast zijn aan nieuwe klimaatomstandigheden een concurrentieel voordeel krijgen. Deze veranderingen hangen vaak samen met veranderingen in fenologie, maar kunnen ook het gevolg zijn van veranderingen in verspreidingsgebied.

7.4 Effecten van klimaatverandering op habitats

Een habitat is het meest kwetsbaar als het sterk wordt blootgesteld aan klimaatverandering, gevoelig hierop reageert en weinig aanpassingsmogelijkheden heeft. De gevoeligheid hangt af van de aard van de vegetatie en aanwezige habitatgebonden soorten, ecologische processen, de aanwezigheid van andere drukken en migratiebarrières of beperkte verspreidingsmogelijkheden .

Verandering in gemeenschapsstructuur: Klimaatverandering zal de soortensamenstelling van levensgemeenschappen wijzigen doordat elke soort een eigen fysiologische tolerantie heeft en interacties tussen soorten (competitie, voedselrelaties) veranderen. Systemen onder stress zijn ook vaak gevoeliger voor invasieve soorten, ziekten of plagen.

Verandering in ecologische processen: De veranderingen in omgevingsfactoren hebben effecten op de processen en structuren binnen ecosystemen. Ecologische processen en ecosysteemfuncties zullen veranderen met gevolgen voor soorten en hun interacties.

Veranderingen in ecosysteemdiensten: Veranderingen in soortenabundantie, soortensamenstelling, ecologische functies en omgevingsfactoren leiden tot een verandering in de beschikbaarheid van ecosysteemdiensten (zoals voedsel, water, en bescherming tegen erosie en overstroming) (Van der Aa et al., 2015, Raman 2022, Thoonen et al. 2021).

7.5 Zijn sommige veranderingen onomkeerbaar?

Ja, bepaalde veranderingen in natuurlijke ecosystemen zijn moeilijk omkeerbaar of onomkeerbaar. Ecosystemen en soorten kunnen een bepaalde mate van stress ondergaan en van daaruit herstellen naar de oorspronkelijke situatie als de stressfactor weer afneemt. Bij een te hoog stressniveau ondergaat het ecosysteem of de soort zo’n grote verandering dat een terugkeer naar de vroegere situatie heel moeilijk is of niet meer mogelijk is. Men spreekt ook van een "omslagpunt" (tipping point) dat bereikt is, waarbij veranderingen onafwendbaar en vaak onomkeerbaar zijn (Thoonen et

al. 2021, Bury et al. 2021). Het is moeilijk precies te voorspellen wanneer een omslagpunt zal optreden of hoe de nieuwe situatie na het omslagpunt eruit zal zien. Zo kan bijvoorbeeld een schor weg eroderen, kan een veenbodem verdrogen en inklinken, kunnen soorten lokaal uitsterven omdat ze niet kunnen meebewegen met klimaatzones …

Dergelijke omslagpunten ontstaan meestal door een samenspel van factoren. Ecosytemen bevinden zich vaak al in een precaire toestand als gevolg van eerdere menselijke ingrepen.; Zo kunnen schorren hun natuurlijke dynamiek verliezen als ze geen ruimte hebben om zich landinwaarts te verplaatsen bij zeespiegelstijging, veenbodems die al gedeeltelijk verdroogd en ingeklonken zijn door menselijke ingrepen zoals drainage van de bodems ten voordele van de landbouw, soorten die geen uitwijkmogelijkheden hebben door gebrek aan variatie in topografie en vegetatiestructuur of door een geïsoleerde ligging in het landschap, etc. Ecosystemen die niet volledig hersteld zijn, hebben niet dezelfde veerkracht en stabiliteit als ongestoorde ecosystemen. Ze zijn extra kwetsbaar voor externe drukken (Koebsch et al. 2020).

Toch betekent dit niet dat herstel onmogelijk is. Herstelkansen blijven bestaan, maar ze zijn sterk afhankelijk van de uitgangssituatie. Succes van herstelprojecten is afhankelijk van factoren zoals de duur en intensiteit van de ingreep, de mate waarin een verandering van landgebruik plaatsvindt en de duur tussen de ingreep en de start van de herstelfase (Laine et al. 1995, Loisel & Gallego-Sala 2022). Een schor dat tijdig uitwijkmogelijkheden krijgt, zal niet volledig weg-eroderen. Een veengebied dat slechts recent en in beperkte mate is gedraineerd, heeft meer kans om hersteld te worden naar zijn oorspronkelijke staat (Vasander et al. 2003). Soorten die tijdig uitwijkmogelijkheden hebben op hoger gelegen delen kunnen perioden met overstromingen overbruggen.

Klimaatverandering brengt tegelijkertijd bedreigingen én kansen met zich mee. We moeten aanvaarden dat ondanks alle mogelijke maatregelen sommige soorten lokaal verloren kunnen gaan en dat nieuwe soorten verschijnen (European Union 2013). Het is vooral belangrijk om de klimaatverandering door antropogene verstoring zoveel als mogelijk te milderen en om ecosystemen die in de toekomst te maken krijgen met verandering, meer veerkracht geven. Zo zijn ze beter bestand tegen klimaatverandering, kunnen ze sneller herstellen van de gevolgen van klimaatverandering of kunnen ze zich aanpassen aan nieuwe omstandigheden. Sommige soorten hebben zich reeds aangepast aan klimaatverandering door bijvoorbeeld tijdstippen in hun levenscycli of hun habitat te veranderen (Walther 2010).

7.6 Basisprincipes om natuur weerbaar te maken

Welke herstelstrategiëen kunnen worden ingezet om ecosystemen klimaatrobuust te maken?

De pijlers voor klimaatadaptief natuurbeheer die hierna worden opgesomd zijn gebaseerd op het werk van Thoonen et al. 2021, Spanhove et al. 2021, Van Den Berghe et al. 2021 en Raman 2022.

Pijler 1: Robuuste natuur

Vergroot de oppervlakte natuurkernen: Grotere gebieden huisvesten grotere populaties en bieden meer weerbaarheid tegen verstoringen. Er is meer ruimte voor natuurlijke processen, gradiënten in het milieu en verschillen in reliëf.

Buffer kwetsbare natuur: Bufferzones rond natuurgebieden beschermen kwetsbare natuurwaarden tegen milieudrukken vanuit omliggende landgebruiken en kunnen ingezet worden om het leefgebied van soorten te vervolledigen.

Bevorder klimaatgedreven soortverspreiding: De uitbouw van (blauwgroene) netwerken maakt spontane migratie van soorten via corridors en functionele verbindingen mogelijk.

Pijler 2: Goede milieuomstandigheden

Beheer waterhuishouding: Een goede waterhuishouding is cruciaal om gebieden te wapenen tegen droogte, wateroverlast en overstroming. Dit kan aangepakt worden door de inzet van hydrologische herstelmaatregelen zowel in het gebied als op landschapsniveau.

Verminder drukken zoals vermesting en verzuring: Het aanpakken van stikstof- en fosfaatovermaat is essentieel, aangezien deze drukken de klimaatveranderingseffecten kunnen versterken. Om de toevoer van nutriënten verder te beperken is een lokale en programmatische aanpak wenselijk.

Bescherm de bodem: Een gezonde bodem bepaalt mee de veerkracht en de biodiversiteit van het ecosysteem. Het kan ook een belangrijke opslagplaats zijn voor koolstofverbindingen. Maatregelen kunnen focussen op het vermijden van bodemcompactie en erosie, buffering tegen bodemverzuring of een verhoging van het bodemvochtgehalte.

Verhinder de vestiging van schadelijke soorten: Systemen die onder druk staan zijn gevoeliger voor invasieve exoten, ziekten en plagen. Monitoring en snelle verwijdering zijn hierbij belangrijk.

Pijler 3: Gevarieerde ecosystemen

Streef naar soortenvariatie: Hoe groter de diversiteit, hoe meer functionele groepen aanwezig zijn. Bij verlies van de ene soort kan een andere de functie overnemen. Bovendien verschillen soorten ook in verbreidingsvermogen en levensduur, wat meer stabiliteit met zich mee brengt.

Verhoog de genetische diversiteit van soorten: Grotere populaties hebben een grotere genetische variatie. Het aanpassingsvermogen van een genetisch diverse populatie is groter.

Creëer maximale structuurvariatie: Variatie in vegetatiestructuur, microklimaten (bv. schaduwrijke noordhellingen, houtsingels), en geleidelijke overgangen tussen biotopen bieden een variatie in het voedselaanbod, vluchtplaatsen, bufferzones en een hogere weerstand tegen plaagsoorten.

Herstel spontane processen: Door de natuurlijke dynamiek in het landschap te herstellen ontstaan gevarieerde en veranderende leefgebieden waarin populaties zich kunnen ontwikkelen.

Pijler 4: Voorkomen van natuurrampen of hun impact milderen

De frequentie en de ernst van natuurrampen of onverwachte gebeurtenissen die schade veroorzaken, is sterk aan het stijgen als gevolg van klimaatverandering. Adaptief beheer omvat ook de preventie of vermindering van natuurrampen waaronder brand, erosie en modderstromen, overstromingen, massale sterfte van planten en stormschade. Specifieke maatregelen omvatten onder meer het verminderen van strooisel, aanplant van brandvertragende houtsingels, compartimentering, en hydrologisch herstel voor brandpreventie.

7.7 Aanbevelingen voor het beleid

Om klimaatadaptatie te integreren in plannen en acties is er een gecoördineerde en geïntegreerde aanpak nodig op verschillende schaalniveaus.

Beleidskaders en doelstellingen afstemmen op elkaar: Vlaanderen streeft ernaar tegen 2050 klimaatadaptief te zijn. Afstemming van het Vlaams Klimaatadaptatieplan met andere beleidskaders (Blue Deal, stikstofsaneringsplannen, natuurherstelverordening) is essentieel om beleidscoherentie te waarborgen, synergieën te benutten en conflicten tussen sectorale doelstellingen te vermijden. Door klimaatadaptatie te integreren met wetgeving rond waterbeheer, biodiversiteit, ruimtelijke ordening en landbouw, kunnen maatregelen efficiënter worden uitgevoerd en wordt de maatschappelijke en ecologische impact versterkt.

Sectoroverstijgende samenwerking: Veel belangrijke klimaatadaptieve maatregelen liggen buiten de directe invloedssfeer van de individuele beheerder en vereisen overleg en samenwerking met andere sectoren (landbouw, industrie, mobiliteit, waterbeheer) en overheden op verschillende niveaus. Vanuit de verschillende beleidsniveaus kunnen initiatieven van zeer lokale tot regionale of gewestelijke schaal worden genomen. Samenwerken maakt het gezamenlijk nemen van overkoepelende maatregelen mogelijk.

Kennisdeling en ondersteuning: Kennis en expertise over klimaatadaptatie en klimaatadaptatiemaatregelen zitten verspreid over verschillende sectoren, entiteiten en kennisinstellingen in Vlaanderen. Een Vlaams-breed webplatform 'Klimaatbestendig Vlaanderen' kan deze informatie samenbrengen. Een lerend netwerk waar kennisuitwisseling en informatiedeling centraal staan.

Monitoring en evaluatie: Regelmatige monitoring van de effectiviteit van adaptatiemaatregelen en beleid is essentieel om te leren wat werkt en om de aanpak bij te sturen. Deze informatie kan op een Vlaam-breed webplatform gedeeld worden.

7.8 Slotwoord

Klimaatverandering manifesteert zich steeds duidelijker, met toenemende hittegolven, langdurige droogteperiodes, intense/aanhoudende neerslag en een stijgende zeespiegel. Deze veranderingen hebben ingrijpende gevolgen voor onze leefomgeving, biodiversiteit, volksgezondheid, landbouw en infrastructuur. Zonder tijdig ingrijpen neemt de schade aan ecosystemen en menselijke systemen toe, en worden bestaande kwetsbaarheden uitvergroot. Klimaatadaptieve maatregelen zijn cruciaal om

onze natuur en samenleving weerbaarder te maken tegen deze gevolgen. Door nu in te zetten op klimaatadaptatie, kunnen we toekomstige schade beperken, kosten vermijden en tegelijk kansen creëren voor natuurherstel, sociale leefkwaliteit en duurzame ontwikkeling.

Referenties

Bury, T., Sujith, R., Pavithran, I., Scheffer, M., Lenton, T., Anand, M. & Bauch, C. (2021). Deep learning for early warning signals of tipping points. Proceedings of the National Academy of Sciences. 118. e2106140118. 10.1073/pnas.2106140118.

Dickinson M. & Mace G.M. (2015). Climate change and challenges for conservation. Grantham Institute Briefing paper No 13. Imperial College, London. 20 pp.

European Union (2013). Guidelines on climate change and Natura 2000. Dealing with the impact of climate change on the management of the Natura 2000 Network. Technical Report: 2013-068. http://ec.europa.eu/environment/nature/climatechange/ pdf/Guidance%20document.pdf.

KMI (2020). Klimaatrapport 2020. Van klimaatinformatie tot klimaatdiensten. 92 pp.

Vlaamse Overheid (2022). Vlaams Klimaatadaptatieplan. Vlaanderen wapenen tegen klimaatverandering.

Koebsch F. Gottschalk P., Beyer F., Wille C., Jurasinski G. & Sachs T. (2020). The impact of occasional drought periods on vegetation spread and greenhouse gas exchange in rewetted fens. Philosophocal Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences 375 (1810). 20190685. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0685

Laine J.; Vasander H. & Laiho R. (1995). Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in Southern Finland. Journal of Applied Ecology 32 (4): 785-802. https://doi.org/10.2307/2404818.

Loisel J. & Gallego-Sala A. (2022). Ecological resilience of restored peatlands to climate change. Communications Earth & Environments 3 (1): 208.

Raman M. 2022. Aanbevelingen voor een veerkrachtig Natura 2000 in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2022 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.85928888.

Spanhove T., Thoonen M., Raman M., Van Den Berge S. & I. Lievevrouw (2021). Klimaatadaptief Natuurbeheer: Het landschap van graslanden. Rapporten van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek 2021 (36). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Thoonen, M., Lievevrouw, I., Raman, M., Spanhove, T. en Van Den Berge, S. (2021). Klimaatadaptief Natuurbeheer: Het heidelandschap. Rapporten van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek 2021 (36). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.39656605.

Van Den Berge, S., Lievevrouw, I., Thoonen, M., Raman, M., ,Spanhove, T., De Frenne, F., Verheyen, K. (2021) Klimaatadaptief Natuurbeheer - het boslandschap. Rapport in opdracht van het ANB.

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Dyck H., Puls R., Bonte D., Gotthard K. & Maes D. (2015). The lost generation hypothesis: could climate change drive ectotherms into a developmental trap? Oikos 124 (1): 54-61. https://doi.org/10.1111/oik.02066.

Vos C., van der Hoek D., Vonk M. (2010). Spatial planning of a climate adaptation zone for wetland ecosystems. Landscape Ecology, 25, 10. Pages: 1465-1477.

Walther, G.-R. (2010). Community and ecosystem responses to recent climate change. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 365, 2019–2024.