



**Vlaamse  
overheid**

# **Herziening kritische lasten volgens de massabalans-methode**

**Overschrijding kritische lasten voor  
verzuring en vermesting per  
ecosysteemtype in Vlaanderen**

Johan Neiryndck, Jeroen Staelens, Nathalie Cools, Carine Wils, David Roet, Inge Simons,  
Bo Van den Bril, Gerald Louette

VMM.BE  
INBO.be

**Auteurs:**

Johan Neiryndck<sup>1</sup>, Jeroen Staelens<sup>2</sup>, Nathalie Cools<sup>1</sup>, Carine Wils<sup>1</sup>, David Roet<sup>2</sup>, Inge Simons<sup>1</sup>, Bo Van den Bril<sup>2</sup>, Gerald Louette<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

<sup>2</sup> Vlaamse Milieumaatschappij

**Reviewer:**

Karen Wuyts

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, 1000 Brussel

[vlaanderen.be/inbo](https://vlaanderen.be/inbo)

**e-mail:**

[info@inbo.be](mailto:info@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Neiryndck J., Staelens J., Cools N., Wils C., Roet D., Simons I., Van den Bril B., Louette G.

Herziening kritische lasten volgens de massabalans-methode. Overschrijding kritische lasten voor verzuring en vermesting per ecosysteemtype in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (39). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: [doi.org/10.21436/inbor.129744888](https://doi.org/10.21436/inbor.129744888)

**D/2025/3241/251**

**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (39)**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Hilde Eggermont

**Foto cover:**

Staalname van de lucht (©VMM)



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

# Herziening kritische lasten volgens de massabalans-methode

## Overschrijding kritische lasten voor verzuring en vermesting per ecosysteemtype in Vlaanderen

**Johan Neiryndck<sup>1</sup>, Jeroen Staelens<sup>2</sup>, Nathalie Cools<sup>1</sup>, Carine Wils<sup>1</sup>, David Roet<sup>2</sup>, Inge Simons<sup>1</sup>, Bo Van den Bril<sup>2</sup>, Gerald Louette<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

<sup>2</sup> Vlaamse Milieumaatschappij

[doi.org/10.21436/inbor.129744888](https://doi.org/10.21436/inbor.129744888)

## Samenvatting

Dit rapport beschrijft een herziening van de kritische lasten voor vermist en verzuring volgens de methode van de eenvoudige massabalans (*simple mass balance*, SMB). Deze kritische lasten worden gebruikt om regionale indicatoren over de impact van vermist en verzuring op terrestrische ecosystemen in Vlaanderen te bepalen ter ondersteuning van onder meer het Vlaamse luchtbeleid. De kritische lasten in de huidige studie, berekend met de massabalansmethode, verschillen van de kritische depositiewaarden (KDW's) voor stikstof voor Vlaamse Natura 2000-habitats van Europees belang in het kader van de programmatische aanpak stikstof en het Stikstofdecreet. Deze KDW's zijn habitatspecifiek en hebben een sterke ondersteuning door empirisch onderzoek.

Het einddoel van de kritische lasten in deze studie verschilt van de KDW's voor stikstof, waar behoud van habitatkwaliteit centraal staat. De kritische lasten berekend via de SMB kunnen beschouwd worden als de grens waarbij een ecosysteem evolueert van een gesloten naar een open (verstoorde) nutriëntencyclus. De link met effecten op de samenstelling van de vegetatie is bij de SMB eerder zwak (Albers et al., 2001; Declerck et al., 2021; Vanden Borre et al., 2024a).

De vorige database van kritische lasten was gebaseerd op een gedateerde vegetatiekaart (BWK1) en instructies van een verouderde Europese handleiding (UBA, 1996). Er waren intussen ook nieuwe bodemdata beschikbaar (INBOdem) die in de studie geïntegreerd konden worden.

Eerst werd een nieuwe natuurafbakeningskaart gecreëerd voor 5 ecosysteemttypen (grasland, heide, loofbos, naaldbos en kustduinen). De onderverdeling in deze klassen is gebaseerd op de biologische waarderingskaart (BWK2; De Saeger et al., 2016). De totale oppervlakte natuur (in brede zin) van deze nieuwe natuurafbakeningskaart bedraagt 221.800 ha.

Vervolgens werd met de recentste Europese handleiding (CLRTAP, 2017; 2024) een berekening uitgevoerd van de kritische lasten voor vermist en verzuring voor 1890 bodemreceptoren, gelokaliseerd in de afbakeningskaart, via de massabalansmethode. De kritische lasten in deze methode worden berekend als de depositie waarbij een voorgeschreven kritische limiet voor de bescherming van een specifieke receptor op die locatie gerespecteerd wordt:

- Voor vermisting is de kritische limiet een kritische nitraatuitspoeling. Dat is verbonden met nefaste gevolgen van stikstofverzaaiing voor de betrokken ecosysteemtpe.
- Voor verzuring wordt dit gelinkt aan de uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit. In deze studie is deze gebaseerd op een kritische verhouding van de concentratie in de bodemoplossing van basische kationen (som van calcium, magnesium en kalium) op aluminium (zuurtoxiciteit voor wortels).

De herziene kritische lasten zijn algemeen gelijkaardig of lager dan in de vorige bepaling:

- Voor vermesting (nutriëntstikstof) zijn de waarden voor naald- en loofbos vergelijkbaar met de vorige bepaling omdat een vergelijkbaar criterium is gebruikt (kritische nitraatuitspoeling van 100 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>). Voor grasland en heide daarentegen zijn de kritische lasten beduidend lager omdat voorheen een niet-ecosysteem-specifiek criterium voor de kritische nitraatconcentratie in oppervlakte- en grondwater werd gebruikt (10 ppm NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).
- Voor verzuring liggen de kritische lasten nagenoeg voor alle ecosystemetypen lager, voornamelijk door het feit dat de totale depositie van basische kationen sinds de vorige bepaling sterk is verminderd en gecorrigeerd moest worden.

De nieuwe kritischelastenkaart die hieruit voortkwam, werd overlegd met de gemodelleerde depositiekaart voor Vlaanderen volgens VLOPS24 (1 x 1 km<sup>2</sup>). Om de overschrijding van de kritische

lasten over de hele natuurafbakeningskaart voor Vlaanderen te berekenen, werden de kritische lasten van de receptoren per ecosysteemtype eerst geïnterpoleerd naar gebiedsdekkende polygonen.

Met de nieuwe benadering (herziene natuurafbakeningskaart en kritische lasten van deze studie) wordt de **kritische last voor vermessing** in 2022 overschreden op **72 %** van de totale oppervlakte natuur in Vlaanderen. Dit is gelijkaardig aan de vorige benadering (77 % met de oude natuurafbakeningskaart en kritische lasten). De (oppervlaktegewogen) gemiddelde overschrijding bedraagt 8,1 kg N ha<sup>-1</sup> in 2022.

Voor wat betreft de **kritische last voor verzuring** is **43 %** van de oppervlakte natuur in 2022 overschreden met de nieuwe benadering. Dit aandeel is groter dan met de vorige benadering (9 % met de oude natuurafbakeningskaart en kritische lasten). De gemiddelde overschrijding bedraagt 517 Zeq ha<sup>-1</sup> in 2022. De overschrijding van de kritische last verzuring is bijna volledig toe te schrijven aan de depositie van stikstof. Dit komt doordat de zwaveldepositie in Vlaanderen sterk gedaald is in de voorbije decennia.

Het aandeel van de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing en verzuring is het hoogst voor de ecosysteemtypen naaldbos en heide. Dit heeft enerzijds te maken met het feit dat de kritische lasten van deze ecosysteemtypen lager zijn dan voor de andere ecosysteemtypen. Ze zijn immers uitermate kwetsbaar omdat ze zwak gebufferd zijn (voorkomend op zuur bodemmateriaal met laag kleigehalte en lage denitrificatie) en gevoelig zijn voor vermessingseffecten. Anderzijds komen deze ecosysteemtypen voor in regio's waar de atmosferische stikstofdepositie hoog is ten gevolge van onder meer een lokaal hoge uitstoot door intensieve veeteelt. Lage kritische lasten en hoge deposities zorgen samen voor grote overschrijdingen.

## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

- Uit deze studie blijkt dat de Vlaamse natuur anno 2022 nog altijd vermistings- en verzuringsgevoelig is. De kritische lasten voor vermisting en verzuring, berekend met de massabalansmethode, worden overschreden in respectievelijk 72 % en 43 % van de totale oppervlakte Vlaamse natuur (in brede zin). De kritische lasten voor vermisting en verzuring zijn het laagst voor zwak gebufferde ecosystemen zoals heide en naaldbos. Deze komen voor in regio's met een hoge stikstofdepositie veroorzaakt door onder meer een lokaal hoge uitstoot door intensieve veeteelt, waardoor de overschrijdingen hoog zijn. Om de overschrijdingen te verlagen, moeten naast gebiedsgerichte maatregelen ook generieke maatregelen in Vlaanderen uitgevoerd worden over alle sectoren heen. Voor de emissiereductie is Vlaanderen ook sterk afhankelijk van het buitenland, dat in 2022 voor 46% van de stikstofdepositie verantwoordelijk was.
- Door de decennialange hoge deposities van stikstof en zwavel hebben zich grote stikstofreserves in bodem en biomassa opgebouwd en zijn bodemprofielen verregaand verzuurd. Deze vertragen in belangrijke mate het chemisch herstel van de bodem(oplossing), wat vervolgens leidt tot een verlaat biologisch herstel. De aanrijking van stikstof leidt onder meer tot een verlaging van de verhouding tussen koolstof en stikstof (C/N-verhouding) in de bodem en biomassa, wat de ecosystemen gevoeliger maakt voor nitraatverliezen (bv. bij dunningen<sup>1</sup> of natuurlijke calamiteiten). Daarenboven worden bij ontzuring dezelfde buffersystemen geactiveerd die eerder bij de buffering van verzuring actief waren (organisch materiaal, sulfaatsorptiemechanismen, interactie met uitwisselingscomplex). Het gaat hier over kortetermijnbuffersystemen die het best via dynamische en procesgerichte biogeochemische modellen (zoals VSD+, ForSAFE, MAGIC, ...) bestudeerd worden. Deze modellen zijn parameter- en data-intensiever dan het statische model dat voor deze studie gebruikt werd. Om deze dynamische modellen te valideren zijn lange tijdsreeksen van permanente monitoringplots nodig, die voor heide en schraal grasland (zowel vaste bodemfase als bodemoplossing) nu nog ontbreken. Deze dynamische modellen zijn geschikt om na te gaan of een chemische limiet in de bodemoplossing tegen een bepaald doeljaar (bv. 2030, 2050) gerespecteerd wordt voor een bepaald depositiescenario. Ze bestuderen de ionendynamiek in de bodem meer in detail en vormen dus een interessante aanvulling op de *steady state* benadering zoals toegepast in deze studie.
- Er is ook nood aan modelmatig bepaalde kritische lasten voor aquatische systemen die momenteel niet in de analyse (natuurafbakeningskaart) betrokken worden. De impact van atmosferische depositie op de chemische waterkwaliteit wordt behandeld in het *ICP Waters* programma. In de handleiding (CLRTAP, 2024) worden het SSWC-model (*steady-state water chemistry* model), het empirische diatomeeënmodel en het FAB-model (*first order acidity-balance* model) voorgesteld. Deze werden in Vlaanderen nog niet toegepast. De resultaten van deze studies kunnen eventueel bij een volgende herziening in de studie geïntegreerd worden.
- Er is ook nood aan kritische lasten voor ecosystemen die tot de EUNIS-klasse van moerassen en veengebieden behoren. Deze klasse omvat een aantal voor verzuring en vermisting gevoelige biotopen maar door een gebrek aan receptoren konden hiervoor tot heden geen kritische lasten berekend worden. Bij de volgende herziening moet ook dit ecosysteemtype in de analyse betrokken worden.

<sup>1</sup> Beheermaatregel waarbij selectief gekapt wordt om de blijvende bomen meer ruimte te geven.

## English abstract

This report describes an update of the critical loads for eutrophication and acidification based on the simple mass balance method. These critical loads are used to assess the regional impact of eutrophication and acidification on terrestrial ecosystems in Flanders. This information is used, amongst others, to support the Flemish air policy.

The previous database was based on an outdated vegetation map (BWK 1) and instructions from an outdated European mapping manual (UBA, 1996). In the meantime, new soil data (INBOdem) were also available that could be integrated in the study.

First, a new vegetation map was produced for 5 ecosystem types (grassland, heathland, deciduous forest, coniferous forest and coastal habitats). The subdivision into these classes is based on the biological valuation map of the Research Institute for Nature and Forest (INBO) (BWK2; De Saeger et al., 2016). The total Flemish natura area (in the broad sense) of this new map amounts to 221.800 ha.

Subsequently, by overlaying existing soil profile datasets with this vegetation map, a database of 1890 soil receptors, with vegetation types belonging to the above defined ecosystem types, was retained for critical load calculations using the simple mass balance according to the most recent manual (CLRTAP, 2017; 2024). The calculated critical loads equal the deposition at which a prescribed critical limit for the protection of a specific receptor on a given site is reached:

- For eutrophication, the critical limit is a critical nitrate leaching flux, which is associated with harmful consequences of nitrogen saturation for the ecosystem types involved.
- For acidification, the limit is linked to the leaching of acid neutralizing capacity; in this study based on the ratio of the soil solution concentration of base cations (sum of calcium, magnesium and potassium) to aluminum (acid toxicity for roots).

The revised critical loads are generally similar or lower than the previous values:

- For eutrophication (nutrient nitrogen), the values for coniferous and deciduous forests are comparable to the previous ones because a comparable criterion was used (critical nitrate leaching flux of 100 eq ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>). For grassland and heathland, the critical loads are significantly lower because previously a non-ecosystem specific criterion for the critical nitrate concentration in surface and groundwater was used (10 ppm NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).
- For acidification, the critical loads are lower for almost all ecosystem types, mainly due to the fact that the total deposition of base cations has changed significantly since the previous determination and had to be corrected.

In a next step, the revised critical load mapped was overlaid by the Flemish deposition map (VLOPS24, 1 x 1 km<sup>2</sup>) by Flanders Environment Agency (VMM). To calculate the exceedance of the total vegetation map, the critical loads of the soil receptors per ecosystem type were first interpolated to area-covering polygons.

It was found that in 2022 the **critical load of eutrophication** was exceeded in **72 %** of the total considered nature area in Flanders. This is similar to the previous approach (77 % with the old map and critical loads). The area-weighted exceedance amounted to 8.1 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in 2022.

With regard to the **critical load of acidification** **43 %** of the nature area was exceeded in 2022 using the revised dataset and receptor map. This is higher than with the previous approach (9 % with the old map and critical loads). The area-weighted exceedance amounted to 517 Zeq ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in 2022.

The percentage area affected by eutrophication and acidification is highest for coniferous forest and heathland ecosystem types. On the one hand, this is due to the fact that the critical loads of these ecosystem types are lower than for the other ecosystem types. Coniferous forests and heathland are extremely vulnerable for eutrophication and acidification because the soils supporting these ecosystems are weakly buffered (occurring on acidic parent material with low clay content and low denitrification rates). On the other hand, coniferous forest and heathland mainly occur in the northern part of Flanders where they are largely affected by nitrogen depositions due to presence of, amongst others, animal husbandry. The combination of low critical loads and high depositions result in large exceedances.



## Inhoudstafel

|                                                                                                                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Samenvatting .....                                                                                                                                                                                                  | 2  |
| Aanbevelingen voor beheer en/of beleid .....                                                                                                                                                                        | 4  |
| English abstract .....                                                                                                                                                                                              | 5  |
| Lijst van figuren .....                                                                                                                                                                                             | 9  |
| Lijst van tabellen .....                                                                                                                                                                                            | 10 |
| Lijst van afkortingen en symbolen .....                                                                                                                                                                             | 11 |
| 1 Inleiding .....                                                                                                                                                                                                   | 13 |
| 2 Natuurafbakeningskaart .....                                                                                                                                                                                      | 14 |
| 2.1 Inleiding .....                                                                                                                                                                                                 | 14 |
| 2.2 EUNIS-classificatie .....                                                                                                                                                                                       | 14 |
| 2.2.1 Mariene habitats ( <i>Marine habitats</i> - EUNIS-klasse A) .....                                                                                                                                             | 15 |
| 2.2.2 Kustduinen ( <i>Coastal habitats</i> - EUNIS-klasse B) .....                                                                                                                                                  | 15 |
| 2.2.3 In het binnenland gelegen oppervlaktewater ( <i>Inland surface water</i> - EUNIS-klasse C) ..                                                                                                                 | 16 |
| 2.2.4 Moerassen en venen ( <i>Mire, bog and fen habitats</i> - EUNIS-klasse D) .....                                                                                                                                | 16 |
| 2.2.5 Graslanden ( <i>Grasslands and lands dominated by forbs, mosses or lichens</i> - EUNIS-klasse E) ..                                                                                                           | 17 |
| 2.2.6 Heide ( <i>Heathland, scrub and tundra</i> - EUNIS-klasse F) .....                                                                                                                                            | 17 |
| 2.2.7 Bossen .....                                                                                                                                                                                                  | 18 |
| 2.2.7.1 Bos, boshabitats en ander bebost land ( <i>Woodland and forest habitats and other wooded land</i> - EUNIS-klasse G) .....                                                                                   | 18 |
| 2.2.7.2 Regelmatig of recent gecultiveerde land- of tuinbouwkundige of gedomesticeerde habitats ( <i>Regularly or recently cultivated agricultural, horticultural and domestic habitats</i> - EUNIS-klasse I) ..... | 20 |
| 2.2.7.3 Kleine landschapselementen (k, kh, kb, khw) .....                                                                                                                                                           | 20 |
| 2.2.7.4 Struwelen .....                                                                                                                                                                                             | 20 |
| 2.3 Totale beschouwde oppervlakte natuurafbakeningskaart .....                                                                                                                                                      | 21 |
| 3 Berekeningswijze kritische lasten .....                                                                                                                                                                           | 24 |
| 3.1 Kritische lasten .....                                                                                                                                                                                          | 24 |
| 3.1.1 Kritische depositiewaarden voor stikstof .....                                                                                                                                                                | 25 |
| 3.1.2 Kritische lasten voor vermisting en verzuring volgens de <i>simple mass balance</i> methode ..                                                                                                                | 26 |
| 3.2 Bodem- en meteodata .....                                                                                                                                                                                       | 31 |
| 3.3 Kritische last voor nutriëntstikstof (eutrofiëring) of $CL_{nut}(N)$ .....                                                                                                                                      | 32 |
| 3.3.1 Aanvaardbare uitspoeling van anorganische stikstof .....                                                                                                                                                      | 33 |
| 3.3.2 Lange-termijn netto-accumulatie van stikstof in bodemorganisch materiaal .....                                                                                                                                | 34 |

////////////////////////////////////



|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figuur 1: Overzicht van de gemiddelde jaarlijkse neerslagsommen voor de beschouwde bodemreceptoren per ecosysteemtype, uitgemiddeld over de periode 1980-2010 (gevisualiseerd met <i>jitter</i> -functie om punten van elkaar te kunnen onderscheiden). ....                                                                                                                                                                                                                        | 32 |
| Figuur 2: Overzicht van de gebruikte $f_{de}$ -waarden voor de beschouwde receptoren per ecosysteemtype (gevisualiseerd met <i>jitter</i> -functie om punten van elkaar te kunnen onderscheiden).....                                                                                                                                                                                                                                                                               | 36 |
| Figuur 3: Overzicht van de spreiding van de berekende $CL_{nut}(N)$ -waarden over de verschillende ecosysteemtypen (in kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> ). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 36 |
| Figuur 4: Kritischelastfunctie voor verzuring met depositieafhankelijke denitrificatie.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 37 |
| Figuur 5: Overzicht van de gemeten kleigehaltes (%) voor de beschouwde receptoren per ecosysteemtype (gevisualiseerd met <i>jitter</i> -functie om punten van elkaar te kunnen onderscheiden). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 41 |
| Figuur 6: Overzicht van de gemeten zandfractie (%) voor de beschouwde receptoren per ecosysteemtype (gevisualiseerd met <i>jitter</i> -functie om punten van elkaar te kunnen onderscheiden).....                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 41 |
| Figuur 7: Overzicht van de spreiding van de berekende $CL_{max}(S)$ -waarden over de verschillende ecosysteemtypen.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 44 |
| Figuur 8: Overzicht van de spreiding van de berekende $CL_{max}(N)$ -waarden over de verschillende ecosysteemtypen.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 44 |
| Figuur 9: Voronoi-diagrammen voor de vijf ecosysteemtypen van de natuurafbakeningskaart op basis van de 1890 bodemreceptoren waarvoor de kritische lasten zijn berekend. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 45 |
| Figuur 10: Illustratie van enkele polygonen (ingekleurde vlakken) van het ecosysteemtype kustduinen in West-Vlaanderen nabij de Franse grens.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 46 |
| Figuur 11: Overleg van de polygonen van het ecosysteemtype kustduinen (ingekleurde vlakken) met de overeenkomstige polygonen uit het Voronoi-diagram (rode lijnen) op basis van de kritische lasten per receptor voor de kustduinen (rode punten). ....                                                                                                                                                                                                                             | 47 |
| Figuur 12: Het resultaat van de doorsnede (intersect) van de polygonen van het ecosysteemtype kustduinen met de overeenkomstige polygonen uit het Voronoi-diagram met kritische lasten. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 47 |
| Figuur 13: Doorsnede (intersect) van de VLOPS-modelkaarten met vierkante roosterzellen van 1x1 km <sup>2</sup> met de ecosysteemtype-polygonen met kritische last receptorwaarden. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 48 |
| Figuur 14: Het eindresultaat na de doorsnedes met het Voronoi-diagram met kritische lasten en de VLOPS-modelkaarten met de depositieresultaten. Voor één van de opgedeelde ecosysteemtype-polygonen (geel vlak) is de attribuentabel vermeld met de afgeleide waarden afkomstig van de natuurafbakeningskaart (witte achtergrond), de dichtstbijzijnde receptor voor bepaling van kritische lasten (groene achtergrond) en de VLOPS-modeldepositiekaarten (blauwe achtergrond)..... | 49 |
| Figuur 15: Gemiddelde stikstofdepositie in Vlaanderen volgens VLOPS24 voor de periode 2000-2022 (NH <sub>x</sub> = gereduceerde stikstof; NO <sub>y</sub> = geoxideerde stikstof). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 50 |
| Figuur 16: Gemiddelde verzurende depositie in Vlaanderen volgens VLOPS24 voor de periode 2000-2022 (NH <sub>x</sub> = gereduceerde stikstof; NO <sub>y</sub> = geoxideerde stikstof; SO <sub>x</sub> = geoxideerde zwavel).....                                                                                                                                                                                                                                                     | 51 |
| Figuur 17: (a) Kritischelastfunctie voor verzuring gedefinieerd door $CL_{min}(N)$ , $CL_{max}(N)$ , $CL_{min}(S)$ en $CL_{max}(S)$ en (b) Illustratie van mogelijke typen van overschrijdingen voor een depositiepaar (N <sub>dep</sub> , S <sub>dep</sub> ). ....                                                                                                                                                                                                                 | 52 |

doi.org/10.2146/inbor.129744888







## 1 INLEIDING

Dit rapport is het resultaat van een samenwerking tussen de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) om een herziening uit te voeren van de kritische lasten voor vermisting en verzuring. Het gaat om een update van de kritische lasten berekend volgens de methode van de eenvoudige massabalans (*simple mass balance, SMB*).

Deze SMB kritische lasten worden sinds de jaren 2000 gebruikt als regionale indicatoren voor verzuring en vermisting. Het areaal van de natuur in Vlaanderen dat deze kritische lasten overschrijdt wordt gerapporteerd op de VMM-website (VMM, 2024) en opgevolgd in het Vlaams Luchtbeleidsplan 2030 (VR, 2019; VMM, 2023).

De herziening was noodzakelijk omdat er sinds de vorige bepaling van de SMB kritische lasten (1) meer gedetailleerde vegetatiekaarten beschikbaar zijn en (2) de Europese methodologie voor het bepalen van kritische lasten belangrijke wijzigingen heeft ondergaan. Dit laatste resulteerde in een nieuwe Europese handleiding die de basis vormt van de herziening (CLRTAP, 2017; 2024). Er werd ook gebruik gemaakt van de informatie aanwezig in de nationale statusrapporten, gepubliceerd in de rapporten van het CCE (*Coordination Centre of Effects, Program Center of the International Cooperative Program (ICP) on Modelling & Mapping* onder de Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging).

Om op de hoogte te blijven van ontwikkelingen in de bepaling van kritische lasten werd deelgenomen aan de *Task Force* meetings van ICP *Mapping and Modelling* in Zagreb (2015) en Dessau (2016), waar de revisie van de manual zoals gepubliceerd in 2017 op de agenda stond. Ook de online meetings van dit internationaal samenwerkingsprogramma in 2020, 2021 en 2022 werden bijgewoond.

De herziening van de natuurafbakeningskaart (hoofdstuk 2) en de kritische lasten (hoofdstuk 3) werd uitgevoerd door het INBO. De overschrijding van de herziene kritische lasten werd berekend door de VMM op basis van de atmosferische deposities voor de periode 2000-2022 volgens het model VLOPS24 (hoofdstuk 4).





Alle codes van de BWK2 (BWK habitat v2014 in versie 1 en 2 en BWK v2016 in versie 3) werden ondergebracht binnen het eerste niveau van de EUNIS-classificatie. Aanvankelijk werden in de natuurafbakeningskaart enkel de grote klassen grasland ('E'), heide ('F') en bos ('G') weerhouden, maar bij versie 3 werd bos opgesplitst in loof- en naaldbos. Ook de kustduinen ('B') werden als aparte klasse afgezonderd (zie ook 2.2.2). Daarbij werden een aantal receptoren met bos, heide en grasland afgesplitst van de grotere klassen en ondergebracht bij de kustduinen.

Tabel 1: Overeenkomst tussen de grote EUNIS-eenheden (Davies et al., 2004) en de vijf ecosysteemttypen waarin de BWK-codes werden geaggregeerd.

### 2.2.1 Mariene habitats (*Marine habitats* - EUNIS-klasse A)

### 2.2.2 Kustduinen (*Coastal habitats* - EUNIS-klasse B)

////////////////////////////////////

In de EUNIS-classificatie - en dus ook de bepaling van de kritische lasten op Europees niveau - worden de duinvegetaties al op het hoogste niveau afgesplitst. Om de resultaten op het Vlaamse niveau vergelijkbaar te houden met het buitenland, beschouwen we de duinen (*coastal habitats*) als een **apart bijkomend ecosysteemtype**. Een afsplitsing van de duinhabitats is zinvol omdat er ook voldoende receptoren met bodemgegevens beschikbaar zijn in de duinen.

### 2.2.3 In het binnenland gelegen oppervlaktewater (*Inland surface water* - EUNIS-klasse C)

#### 2.2.4 Moerassen en venen (*Mire, bog and fen habitats* - EUNIS-klasse D)

Een alternatieve benadering bestond erin om klasse D toch op het hoogste niveau af te scheiden. Maar vermits 'ces' een zeer gevoelig natuurstype is (gevoelig aan betreding) en zich moeilijk leent tot bodemstaalname beschikte het INBO hier quasi over geen receptoren. Ook wat betreft de minder gevoelige moerastypen (rietlanden, ...) beschikte het INBO maar over een zeer beperkt aantal receptoren. In deze studie vormde dit een bijkomend argument om deze klasse toch niet op het hoogste niveau te onderscheiden.

### 2.2.5 Graslanden (*Grasslands and lands dominated by forbs, mosses or lichens* - EUNIS-klasse E)

Opgenomen bij de graslanden zijn de halfnatuurlijke graslanden en soortenrijke permanente cultuurgraslanden. Deze laatste beschouwen Vriens et al. (2011) als gedegradeerde halfnatuurlijke graslanden (aanwezigheid relictten van halfnatuurlijke graslanden). Moerasspirearuijtes zijn eveneens mee opgenomen in deze categorie, samen met dotterbloemgrasland en rusvegetaties. De graslanden met verspreide biologische waarden en beperkte biologische waarden zijn niet mee opgenomen. De duingraslanden (had, hd) zijn ondergebracht bij de kustduinen (EUNIS-klasse B) zoals hierboven reeds vermeld.

**Wel opgenomen** in de natuurafbakeningskaart, ecosysteemtype 'grasland'

|              |                                          |
|--------------|------------------------------------------|
| ha           | Struisgrasvegetatie                      |
| hc           | Dotterbloemgrasland                      |
| hk           | Kalkgrasland                             |
| hm, hmm, hme | Vochtig schraalgrasland                  |
| hmo          | Vochtig heischraal grasland              |
| hn           | Droog heischraal grasland                |
| hu           | Mesofiel hooiland                        |
| hj           | Vochtig grasland gedomineerd door russen |
| hp*, hpr*    | Soortenrijk permanent cultuurgrasland    |
| hf, hfc, hft | Moerasspirearuigte                       |

**Niet opgenomen** in de natuurafbakeningskaart, ecosysteemtype 'grasland'

|     |                                                  |
|-----|--------------------------------------------------|
| hpr | Weilandcomplex met veel sloten en/of microreliëf |
| hp  | Soortenarm permanent cultuurgrasland             |
| hx  | Zeer soortenarm, vaak tijdelijk grasland         |
| hr  | Verruigd grasland                                |
| hv  | Zinkgrasland                                     |
| hz  | Grasland op door zware metalen vergiftigde bodem |

Doordat we een groot areaal aan soortenrijk permanent cultuurgrasland meenemen (**hp\*** en **hpr\***), zal de totale oppervlakte aan grasland in deze natuurafbakeningskaart veel hoger uitkomen dan bij de NARA-T landgebruikskaart (Poelmans en Van Daele, 2014) waar deze twee BWK-eenheden tot de landbouw werden gerekend.

### 2.2.6 Heide (*Heathland, scrub and tundra* - EUNIS-klasse F)

In de EUNIS-klasse F komen allerhande struwelen voor, onder andere heide.

## Heiden

De BWK-eenheden 'ce' en 'cm' komen overeen met EUNIS-klasse natte heiden (F4.1) en 'cv' en 'cg' met de droge heiden (F4.2). De oude, ontkalkte landduinen worden ondergebracht bij de heiden: psammofiele heide met *Calluna* en *Genista* (cg, cm, cd, cp) en binnenlandse vegetatiearme stuifduinen (dm). Ook bremstruwelen (sg), gagelstruwelen (sm) en gaspeldoornstruwelen (sgu) werden ondergebracht in het ecosysteemtype van de heiden, samen met de enige natte heide (ces).

### 2.2.7 Bossen

Bossen worden ruimer gedefinieerd dan door de EUNIS-klasse G aangegeven en bestaan uit volgende klassen:

- Bos, boshabitats en ander bebost land (*Woodland and forest habitats and other wooded land* - EUNIS-klasse G);
- Regelmatig of recent gecultiveerde land- of tuinbouwkundige of gedomesticeerde habitats (*Regularly or recently cultivated agricultural, horticultural and domestic habitats* - EUNIS-klasse I);
- Kleine landschapselementen (**k**, **kh**, **kb**, **khw**);
- Struwelen.

#### 2.2.7.1 Bos, boshabitats en ander bebost land (*Woodland and forest habitats and other wooded land* - EUNIS-klasse G)

Deze klasse omvat naast Natura 2000-habitats ook populieraanplantingen (G1.C1) en naaldbossen (G3F2 en G3F1). Sommige van deze laatste worden ook als regionaal belangrijk biotoop aangewezen (bv. 'rbppm': structuurrijke oude bestanden van grove den). Ruderale olmenbossen (ru, rud) worden hier ook onder gebracht als ze niet tot het Kustduinendistrict behoren.

Aanplantingen (BWK-code 'n') werden aanvankelijk in rekening gebracht indien ze grensden aan een groter bosgeheel of als ze geïsoleerd voorkwamen. Voor aanplantingen werd in de eerste 2 versies van de natuurafbakeningskaart een **minimumoppervlakte van 0,5 ha** gehanteerd. Er zijn 11.563 polygonen 'n, n+ of n-' met een oppervlakte onder de 0,5 ha, goed voor een totaaloppervlakte van 2.800,6 ha.

Omdat de totale oppervlakte aan bos in versie 2 zeer laag bleek, hebben we dit in versie 3 proberen te ondervangen door het minimumcriterium van 0,5 ha te laten vallen. De definitie van bos in de bosreferentielag (<https://www.vlaanderen.be/datavindplaats/catalogus/bosreferentielag-2000>) heeft feitelijk geen oppervlaktecriterium:

*“De dataset “Bosreferentia laag” bevat de perimeters van de Vlaamse bossen. Volgens artikel 3 van het Bosdecreet zijn bossen grondoppervlakten waarvan de bomen en de houtachtige struikvegetaties het belangrijkste bestanddeel uitmaken, waartoe een eigen fauna en flora behoren en die één of meer functies vervullen. Hierbij wordt niet als bos beschouwd:*

- *fruitboomgaarden,*
- *tuinen, plantsoenen en parken,*
- *lijnbeplantingen en houtkanten, onder meer langs wegen, rivieren en kanalen,*
- *boomkwekerijen en arboreta die buiten bos gelegen zijn,*
- *sierbeplantingen,*
- *aanplantingen met kerstbomen.”*

De EUNIS-definitie van *Woodland, forest and other wooded land* definieert evenmin een minimum oppervlaktecriterium (<https://eunis.eea.europa.eu/habitats/182>):

*“Woodland and recently cleared or burnt land where the dominant vegetation is, or was until very recently, trees with a canopy cover of at least 10%. Trees are defined as woody plants, typically single-stemmed, that can reach a height of 5 m at maturity unless stunted by poor*

////////////////////////////////////



**kp, kpa, kpk:** park, arboretum en kasteelpark

Tabel 3: Indeling en oppervlakten van de parken, kasteelparken en arboreta volgens BWK2 en overlap met de boskartering.

| BWK2 eenheid  | Oppervlakte (ha) | Waarvan oppervlakte in de bosreferentia laag (2000) (ha) | Oppervlakte (ha) in natuurafbakeningskaart versie 3 |
|---------------|------------------|----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| kp            | 4.534            | 451                                                      |                                                     |
| kp-           | 1.390            | 25                                                       | 588                                                 |
| kp+           | 374              | 127                                                      |                                                     |
| kpa           | 167              | 134                                                      | 132                                                 |
| kpk           | 6.783            | 2.300                                                    |                                                     |
| kpk-          | 36               | 3                                                        | 2.337                                               |
| kpk+          | 108              | 49                                                       |                                                     |
| <b>Totaal</b> | <b>13.392</b>    | <b>3.088</b>                                             | <b>3.057</b>                                        |

Bij de update van BWK1 naar BWK2 zijn de kleine landschapselementen in Vlaanderen veel meer in detail gekarteerd. In deze studie nemen we de kleine landschapselementen op in de natuur-afbakeningskaart als ze grenzen aan een groter geheel van één van de ecosysteemttypen (bos, grasland, heide of kustduinen). Dit betekent dat houtkanten (kh), houtwallen (khw) en boomrijen (kb) als bos beschouwd als ze effectief deel uitmaken van bos of er aan grenzen. De aanduiding k(biotoop) heeft betrekking op lijnvormige begroeiingen in de grasland-, heide-, moeras- of waterrijke sfeer. Deze werden dus **in rekening gebracht wanneer ze grensden aan polygonen van heide, grasland of kustduinen.**

Een groot aantal typen struwelen worden volgens de bosdefinitie in Vlaanderen ook tot het bosareaal gerekend. Het gaat dan om **kapvlakten, doornstruwelen en wilgenstruwelen** (se, sf, so, sp). In versie 2 van de natuurafbakeningskaart hebben we ons strikt gehouden aan de definitie van de EUNIS-klassen en deze dus niet meegenomen in het ecosysteemtype bos. In de finale versie 3 zijn deze 4 typen wel **opgenomen als ze ook deel uitmaakten van de bosreferentielaag** (Tabel 4).

In de BWK1 werden de struwelen niet als een aparte karteringseenheid opgenomen. Volgens de BWK2 nemen struwelen bijna 13.000 ha in. In de natuurafbakeningskaart versie 2 werden enkel



Tabel 5: Vergelijking van de totale oppervlakten van de grote ecosysteemttypen tussen de hier voorgestelde natuurafbakeningskaart, versies 2 en 3, de vorige gehanteerde kaart in de GIS-tool van de VMM (Janssen en Janssen, 2008) en de NARA-T landgebruikskaart (Poelmans en Van Daele, 2014).

Tabel 6 geeft de totalen weer voor de laag *pol\_union* in de GIS-tool. Deze getallen zouden moeten overeenkomen met de totalen zoals weergegeven in het rapport van Janssen en Janssen (2008), maar de oppervlaktes vallen lager uit. Voor bos betreft dit verschil 4.395 ha, voor grasland 7.743 ha en voor heide 2.804 ha. Een verklaring heeft het INBO hiervoor niet gevonden. Vermits het INBO enkel over deze kaart (*pol\_union*) in GIS-formaat beschikt, werd voor de vergelijking hiermee verder gerekend.

| Rijlabels     | Som van AREA (ha) |         |
|---------------|-------------------|---------|
| LOOF          | 74.622            | 133.675 |
| NAALD         | 59.053            |         |
| CUGR          | 18.403            | 59.970  |
| KAGR          | 2.692             |         |
| NZGR          | 33.749            |         |
| ZUGR          | 5.126             |         |
| DRHE          | 11.158            | 12.738  |
| NAHE          | 1.580             |         |
| <b>Totaal</b> | <b>206.384</b>    |         |

[illegible]





### 3.1 Kritische lasten

- Empirische kritische lasten: op basis van observaties (stikstofaddities en gradiëntstudies) wordt een dosis-respons relatie opgesteld tussen de aanvoer van stikstof (atmosferische depositie) en de impact op ecosystemen (bv. samenstelling plantengemeenschap).
- Massabalans kritische lasten: op basis van een vereenvoudigde statische (*steady-state*) massabalans wordt een kritische last (depositie) afgeleid waarvoor een bepaald chemisch criterium in de bodemoplossing een vooropgestelde, aanvaardbare limietwaarde bereikt. Voor vermessing gaat het om een massabalans voor stikstof, voor verzuring om een massabalans van potentieel verzurende stoffen.

Tabel 9: Vergelijking van de twee typen kritische lasten in Vlaanderen.

| Kenmerk            | Kritische depositiewaarde voor stikstof (KDW)                                                                                                              | Kritische lasten volgens massabalans (SMB KL)                                                                                                                                                   |
|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Bepalingswijze     | Empirische bereiken + modelmatig (op basis van vegetatieopnames in NL)                                                                                     | Modelmatig (op basis van meteo-, vegetatie- en bodemgegevens)                                                                                                                                   |
| Effectbeoordeling  | Vermestende en verzurende effecten van stikstofdepositie (+ aanname van 400 Zeq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> zwaveldepositie)                       | <b>KL vermesting</b><br>Vermestend effect van stikstof <b>KL verzuring</b><br>Verzurend effect van stikstof- en zwaveldepositie                                                                 |
| Oppervlakte natuur | Enkel Europees (beschermde) habitat(sub)typen: unieke waarde per habitattype, ongeacht de ruimtelijke ligging, zowel terrestrische als aquatische habitats | ‘Alle terrestrische natuur’: unieke waarde per ruimtelijke expliciete receptor -> opschaling per ecosysteemtype (bos, heide, grasland, kustduinen), natuur in bredere zin (grotere oppervlakte) |
| Beleidsrelevantie  | PAS en Stikstofdecreet: instandhoudingsdoelstellingen Habitatrichtlijn (verschillende benadering A-habitats vs. B-habitats)                                | Vlaams Luchtbeleidsplan 2030: 1/3 minder oppervlakte natuur in overschrijding dan in 2005                                                                                                       |
| Vorige waarden     | ANB (2016, 2024) gebaseerd op van Dobben et al. (2004, 2012) en Hens en Neiryck (2013)                                                                     | Langouche et al. (2002) en Meykens en Vereecken (2001), gebaseerd op basis van UBA (1996)                                                                                                       |
| Herziene waarden   | Vanden Borre et al. (2024a) gebaseerd op Bobbink et al. (2022) en Wamelink et al. (2023)                                                                   | Huidige studie, gebaseerd op CLRTAP (2024)                                                                                                                                                      |

### 3.1.1 Kritische depositiewaarden voor stikstof

De kritische lasten in de huidige studie, berekend met de massabalansmethode, verschillen van de KDW's voor stikstof die gebruikt worden voor Vlaamse **Natura 2000-habitats van Europees belang** in het kader van de programmatische aanpak stikstof en het Stikstofdecreet<sup>3</sup>.

De KDW voor stikstof wordt gedefinieerd als de grens waarboven het risico bestaat dat de kwaliteit van een habitatype significant wordt aangetast als gevolg van de **vermestende en/of verzurende invloed van atmosferische stikstofdepositie** (van Dobben et al., 2012). Per habitat(sub)type is er dus één unieke KDW, die rekening houdt met zowel de verzurende als vermestende effecten van stikstofdepositie. Omdat de KDW gedefinieerd is per habitatype, heeft een bepaald type steeds dezelfde KDW, ongeacht de ruimtelijke ligging.

De KDW's die momenteel in Vlaanderen gebruikt worden zijn gebaseerd op de nieuwe Nederlandse KDW's (Wamelink et al., 2023). Deze zijn net als de vorige (Hens en Neirynck, 2013; ANB, 2016;2024) tot stand gekomen door het **combineren van modelsimulaties voor de Nederlandse planten-gemeenschappen met** het bereik (empirische range) van de toenmalige **Europese empirische kritische lasten**:

- De Europese empirische kritische lasten (Bobbink en Hettelingh, 2011; Bobbink et al., 2022) zijn gebaseerd op stikstofadditie-experimenten en gradiëntstudies. Het gaat hier feitelijk over *bioassays* in de natuur en deze zijn beter geschikt om causale verbanden te leggen voor wat betreft de gevoeligheid van natuurlijke habitats voor effecten van verzurende en vermestende stikstof. De empirische kritische lasten zijn gebaseerd op experimentele studies waarbij anorganische stikstof wordt toegevoegd in verschillende dosissen op percelen met intacte plantengemeenschappen. Tevens beperkt de vergelijking van de depositie en plantendiversiteit over ruimtelijke gradiënten zich tot anorganische stikstof (Bobbink et al., 2022).
- Voor de modelberekeningen is vertrokken van Ellenbergwaarden voor zuurtegraad en voedselrijkdom van de samenstellende plantensoorten in vegetatieopnames van de Nederlandse vegetatietypen (van Dobben et al., 2004). Hieruit zijn kritische bodemcondities afgeleid per vegetatietype, namelijk het 20<sup>e</sup> percentiel van de bodem-pH en het 80<sup>e</sup> percentiel van de bodemstikstofbeschikbaarheid. Met het inverse SMART2-model is vervolgens berekend welke (maximale) stikstofdepositie leidt tot deze aanvaardbaar geachte stikstofbeschikbaarheid en bodemzuurtegraad per habitatype. Hierbij is uitgegaan van een zwaveldepositie van 400 Zeq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> (verwachte waarde voor 2010). Het verzurende effect van deze depositie zit dus al vervat in de modelmatige KDW's voor stikstof (cf. Neirynck en Vanden Borre, 2023).

Omwille van voortschrijdende wetenschappelijke inzichten in de effecten van stikstof op de structuur en het functioneren van vegetatie, worden de bereiken van de empirische kritische lasten voor stikstofgevoelige EUNIS-klassen tienjaarlijks herzien. Daarmee wordt de kritiek dat empirische kritische lasten enkel gelden als kortetermijnbescherming (door het feit dat bepaalde stikstofadditie-experimenten van korte duur kunnen zijn) deels weerlegd. De recentste herziening (Bobbink et al., 2022) leidde tot een vermindering van de ondergrens voor 40 % van de behandelde EUNIS-typen in vergelijking met Bobbink en Hettelingh (2011). De volgende herziening zal pas starten in 2030.

De vorige Vlaamse KDW's waren, in tegenstelling tot de Nederlandse, onrechtstreeks nog steeds gebaseerd op de vroegere Europese empirische bereiken (Bobbink en Hettelingh, 2011). Volgens de rechtspraak dient het milieubeleid steeds gebaseerd te zijn op de best beschikbare

<sup>3</sup> <https://docs.vlaamsparlement.be/pfile?id=2014314>, goedgekeurd in Vlaams Parlement op 24/01/2024.

wetenschappelijke kennis. Naar aanleiding van een arrest van de Raad van State werd ook in Vlaanderen beslist om met de recentste KDW's te werken zoals herzien door Vanden Borre et al. (2024c). Het effect van stikstofdepositie in Vlaanderen kan daardoor steeds op uniforme wijze beoordeeld worden, ook buiten habitats van Europees belang (Vanden Borre et al., 2024a). Meer informatie over het gebruik van KDW's in het natuur- en stikstofbeleid is te vinden in Vanden Borre et al. (2024b).

### 3.1.2 Kritische lasten voor vermisting en verzuring volgens de *simple mass balance* methode

De kritische lasten voor vermisting (*critical load of nutrient nitrogen*) en verzuring (*critical load of acidity*) in deze studie zijn berekend via de *simple mass balance* (SMB) op basis van de recentste Europese handleiding (CLRTAP, 2017; 2024). De vorige bepaling van kritische lasten voor bossen in Vlaanderen gebeurde door Langouche et al. (2002). Meykens en Vereecken (2001) hebben dit eerder voor de open gebieden berekend aan de hand van een oudere versie (UBA, 1996).

De kritische lasten volgens de SMB worden sinds de jaren 2000 gebruikt als regionale indicatoren voor verzuring en vermisting. Het areaal van de natuur in Vlaanderen dat deze kritische lasten overschrijdt wordt gerapporteerd (VMM, 2024) en opgevolgd in het Vlaams Luchtbeleidsplan 2030. De doelstelling is om tegen 2030 de oppervlakte van de ecosystemen in Vlaanderen waar de draagkracht voor vermisting of verzuring wordt overschreden met een derde terug te dringen ten opzichte van 2005 (VR, 2019; VMM, 2023).

Het einddoel van deze kritische lasten verschilt met de KDW's voor stikstof, waar behoud van habitatkwaliteit centraal staat. De gemodelleerde kritische lasten via de SMB kunnen beschouwd worden als de grens waarbij een ecosysteem evolueert van een gesloten naar een open (verstoorde) nutriëntencyclus. De massabalansmethode wordt aangewend om ecosystemen duurzaam op lange termijn te beschermen (beschouwt enkel langetermijnprocessen, geen tijdelijke fenomenen zoals kationenuitwisseling). De kritische lasten zoals berekend via de massabalansmethode zijn echter niet habitatspecifiek. Bovendien is de link met effecten op de samenstelling van de vegetatie eerder zwak (Albers et al., 2001; Decler et al., 2021; Vanden Borre et al., 2024a).

De bedoeling van deze modelmatige aanpak bestaat erin om een **chemisch criterium (kritische limiet)** via mathematische vergelijkingen te linken met een maximumdepositie waaronder geen significante schadelijke effecten aan gespecificeerde gevoelige elementen van het milieu optreden en het vooropgestelde criterium ter bescherming van ecosystemen (verminderde wortelbiomassa of wortellengte, gestoorde mineraalhuishouding, verhoogde nitraatuitspoeling....) niet geschonden wordt. Het kritischelastenmodel berekent dus de depositie, met name de kritische last(en), waarbij een voorgeschreven kritische limiet voor de bescherming van een specifieke receptor op een gegeven site gehaald wordt:

- Voor **vermesting** is de kritische limiet een kritische **nitraat**concentratie of nitraatuitspoeling, wat verbonden is met nefaste gevolgen van stikstofverzadiging voor de betrokken ecosysteemtypen (bv. verstoring van de mineralenhuishouding, verminderde (wortel)biomassa, verlies aan biodiversiteit, ...).
- Voor **verzuring** wordt dit gelinkt aan de uitspoeling van **zuurneutraliserende capaciteit**, op basis van de concentratie in de bodemoplossing van protonen (H), aluminium (Al) en/of basische kationen ( $Bc = Ca + Mg + K$ ). Het kan gaan om een kritische pH, een kritische Al-concentratie, een kritische Bc/Al- of Bc/H-verhouding in de bodemoplossing (zuurtoxiciteit voor wortels) of een

Bij het statische model wordt enkel rekening gehouden met processen die de netto-input en -consumptie op lange termijn beïnvloeden (bv. verwerking van mineralen in de bodem en netto-opname door vegetatie). Dynamische processen zoals kationenuitwisseling, sorptieprocessen van sulfaten en ammonium op het bodemcomplex, mineralisatie en immobilisatie van ionen worden buiten beschouwing gelaten. Verder worden biogeochemische processen vereenvoudigd voorgesteld. De bodem wordt beschouwd als een homogeen compartiment met een diepte gelijk aan de wortelzone. Er wordt ook uitgegaan van een volledige nitrificatie van ammonium; het gedeponeerde anorganische stikstof verlaat het bodemcompartiment uitsluitend als nitraat.

////////////////////////////////////

Tabel 10: Vergelijking aanpak voor het bepalen van kritische lasten in het verleden (Langouche et al., 2002, Meykens en Vereecken, 2001) en in de huidige studie (HIBBOD: historische bodemdatabank; INBODem: bodemdatabank van INBO; T: temperatuur; R: neerslag; N: stikstof; C: koolstof).

| Parameter                                    | Natuurtype  | Aanpak 1999-2001                                                                                                                                                                      | Aanpak huidige studie                                                                                    |
|----------------------------------------------|-------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Natuur-<br>afbakingskaart                    | open gebied | BWK1                                                                                                                                                                                  | BWK2                                                                                                     |
|                                              | bossen      | Bosreferentiaalag 2000                                                                                                                                                                | BWK2                                                                                                     |
| Meteogegevens                                | open gebied | 25 KMI-stations geëxtrapoleerd (1995-1999), T en R                                                                                                                                    | 5 x 5 km <sup>2</sup> maandelijkse <i>gridded</i> klimaatdata 1980-2010, T, R en kortgolvlige instraling |
|                                              | bossen      | 25 KMI stations geëxtrapoleerd (1994-1999), T en R                                                                                                                                    | 5 x 5 km <sup>2</sup> maandelijkse <i>gridded</i> klimaatdata 1980-2010, T, R en kortgolvlige instraling |
| Bodemdata                                    | open gebied | HIBBOD                                                                                                                                                                                | HIBBOD, INBOdem, Ampe (1999)                                                                             |
|                                              | bossen      | HIBBOD, ICP Forests                                                                                                                                                                   | HIBBOD, ICP Forests, INBOdem                                                                             |
| Immobilisatie van<br>stikstof in de<br>bodem | open gebied | 1-3 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , afhankelijk van bodemtype (vochttrap en profielontwikkeling)                                                                           | 1 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup>                                                               |
|                                              | bossen      | 2-5 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , afhankelijk van naald/loofboom                                                                                                         | 1 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup>                                                               |
| Denitrificatie                               | open gebied | 1-4 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , afhankelijk van bodemtype (FAO-klasse) en vochttrap/profielontwikkeling op basis van aanpak in Verenigd Koninkrijk (Hall et al., 1998) | gebruik van denitrificatiefractie $f_{de}$ i.f.v. bodemtextuur en drainageklasse                         |
|                                              | bossen      | denitrificatie bepaald i.f.v. gemodelleerde depositie minus N-sinks                                                                                                                   | gebruik van denitrificatiefractie $f_{de}$ i.f.v. bodemtextuur en drainageklasse                         |

\_\_\_\_\_

Tabel 10 (vervolg).

| Parameter         | Natuurtype  | Aanpak 1999-2001                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Aanpak huidige studie                                                                                                                                                                                                                                             |
|-------------------|-------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Neerslagoverschot | open gebied | interceptie en potentiële gewasevapotranspiratie gegevens voor een grasland ( $ET_{crop}$ ) van het KMI, gebaseerd op dagelijkse metingen in graslanden op 4 locaties in Vlaanderen, met name Koksijde, Melle, Ukkel en Mol, doorgerekend naar actuele gewasevapotranspiratie met BUDGET 2.0 (Raes, 1996) | berekening via waterbalansmodel Methyd+ (i.f.v. albedo, textuur en C) en T, R en globale straling uit maandelijkse <i>gridded</i> KMI data vanaf 1980 t.e.m. 2010                                                                                                 |
|                   | bossen      | vereenvoudigde waterbalans met constante $ET_a$ van 430 mm, aangevuld met boomsoortafhankelijke interceptieverdamping                                                                                                                                                                                     | berekening via waterbalansmodel Methyd+ (i.f.v. albedo, textuur en C) en T, R en globale straling uit maandelijkse <i>gridded</i> KMI data vanaf 1980 t.e.m. 2010                                                                                                 |
| N-opname          | open gebied | gebaseerd op nationaal statusrapport Verenigd Koninkrijk (Hall et al., 1998): heide = 4,0 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , zuur grasland = 1,0 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> en kalkrijk grasland = 10,0 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup>                                    | $N_{opname} = 0$ of gebaseerd op nationaal status rapport Duitsland: heide = 4,4 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , zuur grasland = 5,4 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> en eutroof grasland = 7,0- 11,9 kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> |
|                   | bossen      | ICP Forests data (Iopende jaarlijkse aanwas Level II plots)                                                                                                                                                                                                                                               | SIM4TREE: gemiddelde jaarlijkse aanwas i.f.v. bodemseries en literatuurbedata van stikstof in houtmassa                                                                                                                                                           |
| Bc-opname         | open gebied | gebaseerd op nationaal statusrapport Verenigd Koninkrijk (Hall et al., 1998): heide = 0 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , zuur grasland = 0 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> en kalkrijk grasland = 222 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup>                                               | $Bc_{opname} = 0$ of gebaseerd op Duitse gegevens: heide = 190 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> , zuur grasland = 195 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> en eutroof grasland = 285-485 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup>                           |
|                   | bossen      | ICP Forests data (Iopende jaarlijkse aanwas 12 Level II plots)                                                                                                                                                                                                                                            | SIM4TREE: gemiddelde jaarlijkse aanwas i.f.v. bodemserie en boomsoort en literatuurbedata van basische kationen in houtmassa                                                                                                                                      |
| Verweringsdiepte  | open gebied | 0,5 m                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 0,35 m                                                                                                                                                                                                                                                            |
|                   | bossen      | 0,5 m                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 0,35-0,8 m                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Verweringsnelheid | open gebied | verweringsformule (de Vries <i>et al.</i> , 1993) en toegepast in de manual (UBA, 1996)                                                                                                                                                                                                                   | verweringsformule CLRTAP (2024) + look-up table CaCO <sub>3</sub>                                                                                                                                                                                                 |
|                   | bossen      | verweringsformule UBA (1996)                                                                                                                                                                                                                                                                              | verweringsformule CLRTAP (2024) + look-up table CaCO <sub>3</sub>                                                                                                                                                                                                 |

\_\_\_\_\_

Tabel 10 (vervolg).

| Parameter                    | Natuurtype            | Aanpak 1999-2001                                                                                                                                                                                              | Aanpak huidige studie                                                                                                                                                       |
|------------------------------|-----------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Depositie basische kationen  | open gebied           | bulkdepositie ICP Forests 1998-1999 (740-910 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> ), voor heide extra filterfactor van 1,5 (omwille van beïnvloeding ionensamenstelling in depositie onder heidevegetatie). | bepaald via wet-only collectoren vanaf 2010, opgeschaald naar totale depositie en extrapolatie, gecorrigeerd voor zeezout (240-320 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> ) |
|                              | bossen                | bulkdepositie en doorvaldepositie ICP Forests 1994-1999 (920-1160 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> ) via Na <sup>+</sup> -tracer methode (Ulrich, 1983)                                                 | bepaald via wet-only collectoren 2010-2018, opgeschaald naar totale depositie en extrapolatie, gecorrigeerd voor zeezout (240-320 eq ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> )  |
| Kritische nitraatuitspoeling | open gebied           | 2,2 mg N l <sup>-1</sup> (10 ppm NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), vermenigvuldigd met neerslagoverschot                                                                                                        | 0,5-3 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> met lagere aanvaardbare nitraatuitspoeling voor heide en zuur grasland                         |
|                              | bossen                | 1,4 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> voor zowel loof- als naaldbos                                                                                                      | 1-4 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> met lagere aanvaardbare nitraatuitspoeling voor naaldbossen                                      |
| Kritische ANC-uitspoeling    | open gebied           | kritische pH-waarde (Zwaenepoel en De Grande, 1993)                                                                                                                                                           | $(Bc/Al)_{crit} = 0,8-1$                                                                                                                                                    |
|                              | bossen                | $(Bc/Al)_{crit} = 1$                                                                                                                                                                                          | $(Bc/Al)_{crit} = 0,3-2$ voor naaldbos en 0,6- 6 voor loofbos                                                                                                               |
| $K_{gibb}$                   | open gebied           | meestal 300 m <sup>6</sup> eq <sup>-2</sup>                                                                                                                                                                   | i.f.v. C: 100-950 m <sup>6</sup> eq <sup>-2</sup>                                                                                                                           |
|                              | bossen                | 1000 m <sup>6</sup> eq <sup>-2</sup>                                                                                                                                                                          | i.f.v. C: 100-950 m <sup>6</sup> eq <sup>-2</sup>                                                                                                                           |
| Handleiding                  | open gebied en bossen | UBA (1996). Formule voor overschrijding uit Janssen en Janssen (2008)                                                                                                                                         | CLRTAP (2024). Bv. overschrijding verzuring op basis van een kritischelastfunctie                                                                                           |

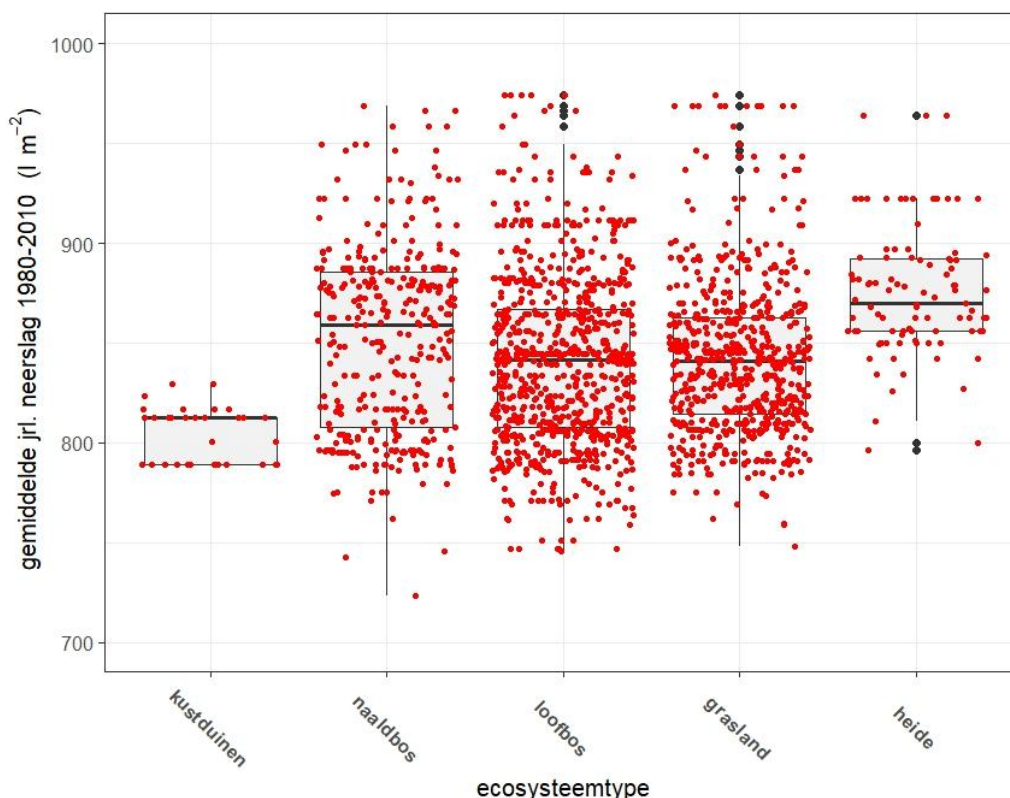
\_\_\_\_\_



### 3.2 Bodem- en meteodata

Er werd een overlay gemaakt van de nieuwe natuurafbakingskaart (versie 3 beschreven in hoofdstuk 2) en beschikbare bodemgegevens (HIBBOD, INBODem, ICP Forests) Voor de kustduinen werden bijkomende data afkomstig van het doctoraat van Ampe (1999) gebruikt omwille van de schaarste aan data. Er werden 1890 locaties (verder ‘(bodem)receptoren’ genoemd) weerhouden waarvan gedetailleerde bodemgegevens (gemeten textuur, C, pH,  $\text{CaCO}_3$  en soms bodemdichtheid) beschikbaar waren. Voor bossen betrof 41 % van de geselecteerde bodemreceptoren Natura 2000-habitat. Voor open gebieden waren slechts 23 % van de receptoren gekarteerd als een Natura 2000-habitat.

Meteorologische data voor de bodemreceptoren (maandelijkse gemiddelde temperatuur, neerslagsom en globale zonnestraling) werden verkregen uit een 5 x 5 km<sup>2</sup> rasterkaart aangeleverd door het KMI (*gridded observational data*, <https://opendata.meteo.be>). Deze data geven een schatting van de ruimtelijke verdeling van de meteorologische variabele, gebaseerd op observaties in de KMI-meetstations. Tijdens de looptijd van het project werden ons maandelijkse data bezorgd voor de periode 1980-2010. De jaarlijkse neerslagsom per bodemreceptor, uitgemiddeld over 30 jaar, wordt voorgesteld in Figuur 1.



Figuur 1: Overzicht van de gemiddelde jaarlijkse neerslagsommen voor de beschouwde bodemreceptoren per ecosysteemtype, uitgemiddeld over de periode 1980-2010 (gevisualiseerd met *jitter*-functie<sup>4</sup> om punten van elkaar te kunnen onderscheiden).

Potentiële en actuele evapotranspiratie<sup>5</sup> (respectievelijk PET en AET) werden op maandelijkse basis berekend via het waterbalansmodel Methyd+ (v1.9.1; Bonten et al., 2016) op basis van de beschikbare bodem- en meteodata. Bij de berekeningen werd uitgegaan van verschillende albedowaarden voor de verschillende karteringseenheden (bereik: 5 - 30 %). Daarbij werden de hoogste PET-waarden verkregen voor naaldbos (albedobereik: 5 - 9 %). Hogere albedowaarden (30 %), zoals bij humusarme stuifduinen, leidden tot een lagere PET. Het waterbalansmodel berekende ook op maandelijkse basis het neerslagoverschot (Q) dat vereist was voor de berekening van de aanvaardbare zuuruitspoeling. De vochtretentie-krommen werden berekend op basis van gemeten C, textuur en bulkdensiteit indien beschikbaar.

### 3.3 Kritische last voor nutriëntstikstof (eutrofiëring) of $CL_{nut}(N)$

De kritische lasten in deze studie zijn berekend zoals beschreven in de recentste *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends – update 2024*, verder de ‘**handleiding**’ genoemd. Dit document, dat in

<sup>4</sup> Met een zogenaamde *jitter function* (naam van de functie in R-software) wordt in de grafische voorstelling ‘ruis’ toegevoegd aan identieke waarden zodat de punten visueel van elkaar te onderscheiden zijn.

<sup>5</sup> Evapotranspiratie is de som van evaporatie (verdamping door zonnewarmte van water op het oppervlak en uit de bodem) en transpiratie (verdamping door organismen)

////////////////////////////////////

september 2024 als één geheel is gepubliceerd door het Duitse Milieuagentschap<sup>6</sup>, bestaat uit verschillende hoofdstukken waarnaar volgens de handleiding afzonderlijk moet verwezen worden. Relevant voor deze studie zijn:

- *Chapter 2: Guidance on mapping concentration levels and deposition levels (CLRTAP, 2014);*
- *Chapter 5: Mapping critical loads for ecosystems (CLRTAP, 2024);*
- *Chapter 7: Exceedance calculations (CLRTAP, 2015).*

De kritische last voor nutriëntstikstof (afgekort als  $CL_{nut}(N)$ ) werd bepaald met depositie-afhankelijke denitrificatie via de onderstaande formule V.5 uit de handleiding (CLRTAP, 2024):

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le(acc)}}{1 - f_{dp}} \quad (1)$$

Hierbij is  $N_i$  de lange-termijn netto-accumulatie van stikstof in bodemorganisch materiaal,  $N_u$  de netto-stikstofopname door de vegetatie,  $N_{le(acc)}$  de aanvaardbare uitspoeling van (anorganische) stikstof onder de wortelzone en  $f_{de}$  de denitrificatiefraction.

Deze termen werden op hiernavolgende manier bepaald. Alle fluxtermen voor nutriëntstikstof en vermist worden uitgedrukt in kilogram stikstof per hectare per jaar ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ).

### 3.3.1 Aanvaardbare uitspoeling van anorganische stikstof

De aanvaardbare uitspoeling van anorganische stikstof voor de beschouwde ecosysteemttypen werd gebaseerd op een meetbereik in kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, weergegeven op pagina 172 van de handleiding (Tabel 11). Deze waarden worden geassocieerd met het vermijden van stikstofverzadiging op lange termijn en indirect het verhinderen van biodiversiteitsverlies, de versterking van voedingseevenwichten en een toegenomen ecosysteeminstabiliteit die met stikstofverzadiging gepaard gaan.

In de vorige dataset werd uitgegaan van een kritische nitraatuitspoeling van  $1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  voor bossen, terwijl de handleiding enkel dergelijke strenge normen adviseert voor naaldbos (Tabel V). Bij de vorige berekeningen werd voor open gebieden een kritische nitraatconcentratie van 10 ppm gebruikt. Deze waarde is gebaseerd op niet-ecosysteemspecifieke cijfers van CUWVO (1988) en Denneman en Torenbeek (1987) ter bescherming van het grond- en oppervlaktewater ( $\text{N}_{\text{le}} = 2.2 \text{ mg N l}^{-1}$ ) (Overloop et al., 2007) en hebben feitelijk minder ecologische betekenis voor bescherming van terrestrische ecosystemen tegen atmosferische depositie.

<sup>6</sup> Texte 123/2024, German Environment Agency, <https://www.umweltbundesamt.de/en/manual-on-methodologies-criteria-for-modelling-2024>.

Tabel 11: Gebruikte aanvaardbare uitspoeling van anorganische stikstof ( $N_{le(acc)}$ ) voor verschillende ecosysteemttypen (n = aantal receptoren).

| Ecosysteemtype*                               | n   | $N_{le(acc)}$ (kg N ha <sup>-1</sup> jaar <sup>-1</sup> ) |
|-----------------------------------------------|-----|-----------------------------------------------------------|
| Heide                                         | 99  | 0,5                                                       |
| Zuur grasland                                 | 55  | 1                                                         |
| Mesotroof tot eutroof grasland                | 574 | 3                                                         |
| Loofbos (inclusief duinbos B1.7)              | 798 | 4                                                         |
| Jonge naaldbosaanplantingen zonder ondergroei | 43  | 3                                                         |
| Oudere, beheerde naaldbossen met ondergroei   | 297 | 1                                                         |

\* Voor kustduinen zonder duinbos (n = 24) werden empirische waarden gebruikt (KDW's, zie deel 3.3.3).

### 3.3.2 Lange-termijn netto-accumulatie van stikstof in bodemorganisch materiaal

De lange-termijn duurzame immobilisatie van stikstof in bodemorganisch materiaal ( $N_i$ ) werd op 1 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> genomen voor alle bodemreceptoren, zoals aanbevolen in de handleiding. Deze waarde stemt overeen met de temperatuurafhankelijke immobilisatiesnelheden verkregen voor Vlaanderen volgens empirisch gevonden verbanden door Rosen et al. (1992) en Stuhmann (2000). Beide studies definiëren deze term als een aanvaardbare (duurzame) immobilisatie van stikstof zonder toegenomen risico op schade (nitraatuitspoeling).

In het verleden werden hogere waarden gehanteerd voor o.a. podzolbodems (open gebieden) op basis van bodemtypen in het Verenigd Koninkrijk (Hall et al., 1998) die vertaald werden naar de Belgische classificatie. Voor bossen werd voor (gemengd) loofbos en (gemengd) naaldbos een lange-termijn stikstofmobilisatie van respectievelijk 5 en 2 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> genomen op basis van verschillen in de C/N-verhoudingen in de bodem (Langouche et al., 2002). De handleiding maakt echter geen melding van de impact van verschillende bodemgroepen of vegetatie op deze stikstofbalansterm.

### 3.3.3 Netto-stikstofopname

Voor bossen werden totaal geproduceerde stamvolumes voor een maximale bedrijfstijd berekend via SIM4tree (Borremans et al., 2014). Dit softwarepakket is gebaseerd op Nederlandse en Vlaamse opbrengsttabellen (Jansen et al., 1996). De berekende gemiddelde jaarlijkse aanwassen variëren daarbij ook in functie van het bodemtype (textuur, drainagestatus en profielontwikkeling), zoals geïndiceerd wordt door de Belgische bodemlegende. Er werden totaal geproduceerde volumes berekend zonder invloed van klimaatwijziging in rekening te brengen (*steady-state*). De concentraties voor stamhout in *steady-state* condities waren gebaseerd op literatuurwaarden vermeld in de handleiding en in nationale statusrapporten (de Vries et al., 1991; Jacobsen et al., 2002; Staelens et al., 2006; van der Salm en de Vries, 2000). In geval van (permanente) kaalkappen, opslag allerhande, struweelvegetatie, overgangen tussen kreupelvegetatie en bos bestaande uit natuurlijke verjongingen en jonge aanplantingen, werd de netto-stikstofopname gelijkgesteld aan nul. De totaal geproduceerde volumes werden berekend voor de dominante boomsoort, zoals die afgeleid kon worden uit gegevens aangeleverd via de ForSite- of ICP Forests-databank. Voor de HIBBOD-databank was de keuze gebaseerd op de boskartering (Bosreferentielaag 2000) en de BWK-kaart.

Voor open vegetaties is de netto-opname voor stikstof volgens de handleiding onbeduidend, tenzij de vegetatie gebruikt wordt voor extensieve begrazing (bv. netto-verwijdering van stikstof door schapen (wol/vlees) bij extensieve begrazing). Omdat er bij de graslanden ook productieve soortenrijke permanente cultuurgraslanden meegenomen werden, kan een netto-opname moeilijk veronachtzaamd worden. In de vorige dataset waren deze waarden gebaseerd op een statusrapport van het Verenigd Koninkrijk (Hall et al., 1998). Meykens en Vereecken (2001) haalden hieruit de waarden voor de netto-opname van stikstof en basische kationen voor heide, zuur grasland en kalkrijk grasland. De waarden van kalkrijk grasland werden ook toegepast voor de cultuurgraslanden en neutraal-zure graslanden.

Voor de huidige dataset werden *steady-state* concentraties (N, basische kationen) voor heide, zuur grasland en rijkere graslanden overgenomen uit een statusrapport van Duitsland (Posch et al., 2001). Deze waarden worden momenteel ook gebruikt voor het BERN-model (Schlutow en Huebener, 2004; Schlutow et al., 2018). Deze netto-opname wordt geïnterpreteerd als een minimumoogst die vereist is om het ecosysteem in het huidige stadium te fixeren (bv. vijfjaarlijkse verwijdering van houtopslag in heidegebieden). In geval van binnenlandse vegetatiearme stuifduinen, duinpannen, duingraslanden en de door rus gedomineerde graslanden werd de netto-opname van stikstof gelijkgesteld aan nul. In de Europese *background database* (EUDB), die het CCE hanteert om *gaps* in de *critical load database* op te vullen, wordt de netto-opname van stikstof en basische kationen in heide en graslanden standaard aan nul gelijkgesteld (Reinds et al., 2021).

Voor Natura 2000-habitats die aanwezig waren als duinhabitat (habitattype 2130, 2160, 2170 en 2190) werden de empirische kritische lastwaarden (KDW's) overgenomen uit van Dobben et al. (2012). Voor de duinbossen (EUNIS B1.7 *dune woods*) of habitattype 2180 werden de berekeningen met de *simple mass balance* doorgevoerd.

### 3.3.4 Denitrificatiefraction

De denitrificatiefraction ( $f_{de}$ ) werd bepaald in functie van de bodemtextuur en drainagetoestand (de Vries et al., 1993; Reinds et al., 2001), zoals aangegeven in de Belgische bodemlegende (Tabel 12). De factor varieerde van 0,1 tot 0,8.

Tabel 12: Bepaling van de denitrificatiefraction ( $f_{de}$ ) volgens textuur en drainageklasse.

| Bodemtype (de Vries et al., 1993)      | Bodemtextuur | Drainageklasse   | $f_{de}$ |
|----------------------------------------|--------------|------------------|----------|
| Zandige of loessbodems zonder gley     | Z, S, P, L   | a, b             | 0,1      |
|                                        | Z, S, P, L   | c                | 0,3      |
| Zandige bodems of loessbodems met gley | Z, S, P, L   | d, e, f, g, h, i | 0,5      |
|                                        | A, G         | alle klassen     | 0,6      |
| Kleiige bodems                         | E, U         | alle klassen     | 0,7      |
| Veengronden                            | V            | alle klassen     | 0,8      |

Deze factor heeft invloed op de kritische lasten voor zowel vermesting als voor verzuring. Bij hogere  $f_{de}$ -waarden (hogere denitrificatie) wordt stikstof als een reactief of niet-reactief gas ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2$  of  $\text{N}_2\text{O}$ ) terug aan de atmosfeer afgegeven en worden hogere kritische lasten berekend. De hogere  $f_{de}$ -waarden worden vooral bij loofbos en grasland vastgesteld (Figuur 2). Bij naaldbos, duinbossen en heide drukken de lage denitrificatiefractionen de kritische last, zowel van vermesting als van verzuring.

////////////////////////////////////



### 3.4 Kritische last voor verzuring

### 3.4.1 Kritischelastfunctie

- $CL_{max}(S)$ : maximum *critical load* voor zwavel (V.22 in CLRTAP, 2024)

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u - ANCl_{e,crit} \quad (2)$$

- $CL_{min}(N)$ : minimum *critical load* voor stikstof (V.25)

<sup>7</sup> De veronderstelling hierbij is dat alle  $\text{NH}_x$ -depositie op termijn volledig nitrificeert en uitspoelt onder de wortelzone als nitraat. Met betrekking tot (potentiële) verzuring wordt verondersteld dat 1 mol  $\text{SO}_x^+$  2 mol  $\text{H}^+$  vormt, en 1 mol  $\text{NO}_y$ ,  $\text{NH}_x$  en  $\text{Cl}^+$  1 mol  $\text{H}^+$  (zie ook CLRTAP (2014) deel 2.1.6.7).

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u \quad (3)$$

Hierbij is  $N_i$  de lange-termijn netto-accumulatie van stikstof in bodemorganisch materiaal (zie 3.3.2) en  $N_u$  de netto-stikstofopname (zie 3.3.3).

- $CL_{max}(N)$ : maximum *critical load* voor stikstof (V.26)

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}} \quad (4)$$

Hierbij is  $f_{de}$  de denitrificatiefraction (zie 3.3.4).

### 3.4.2 Chemische criteria en kritische uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit ( $ANC_{le,crit}$ )

De aanvaardbare uitspoeling van de zuurneutraliserende capaciteit of *acid neutralizing capacity* (ANC) werd berekend met onderstaande vergelijking V.31 uit de handleiding.

$$ANC_{le,crit} = Q^{\frac{2}{3}} \cdot \left( 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc/Al)_{crit}} \right)^{\frac{1}{3}} - 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \quad (5)$$

Hierbij is  $Q$  het neerslagoverschot,  $Bc_{dep}$  de atmosferische depositie van basische kationen ( $Bc = Ca + Mg + K$ ),  $Bc_w$  de verwerking van basische kationen,  $Bc_u$  de netto-opname van basische kationen,  $K_{gibb}$  de gibbsiet evenwichtsconstante en  $(Bc/Al)_{crit}$  de kritische  $Bc/Al$ -verhouding.

Als kritische  $Bc/Al$ -ratio's of  $(Bc/Al)_{crit}$  zijn in deze studie waarden gebruikt die kunnen leiden tot een 20 % reductie in totale biomassa volgens Tabel 5.8 uit de handleiding. Deze tabel verwijst naar een overzicht van experimenteel werk gecompileerd door Sverdrup en Warfvinge (1993). In deze vakliteratuur werd de gevoeligheid van de vegetatie experimenteel geklasseerd volgens de kritische  $Bc/Al$ -waarden die tot procentuele vermindering van de biomassa leiden. Daarbij zijn lagere waarden van  $(Bc/Al)_{crit}$  eigen aan meer zuurtolerante flora.

Voor heide wordt een kritische  $Bc/Al$ -verhouding voor *Calluna vulgaris* geadviseerd van 0,8 terwijl voor grasland teruggevallen werd op 1, wat overeenkomt met de keuze in Nederland (Posch et al., 2001). Voor bossen varieerde de gebruikte  $(Bc/Al)_{crit}$  in functie van de boomsoort. Voor naaldbos gaat het bereik van 0,3 tot 2. Voor loofbos varieerde de gebruikte waarde van 0,6 tot 6. Bij bossen werd bij 40 % van de receptoren een  $Bc/Al$ -criterium gebruikt met een waarde onder 1. Hoge waarden ( $\geq 5$ ) werden gebruikt voor 16 % van de receptoren (wilgachtigen). In de vorige dataset werd  $(Bc/Al)_{crit}$  voor bossen gelijkgesteld aan 1. Voor open gebieden werden in een vorige studie kritische pH-waarden gehanteerd (4,3 - 6,7) voor de berekening van de aanvaardbare uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit. Deze waarden zijn gebaseerd op studies van De Grande (1993) en Zwaenepoel (1993).

Het gebruik van een kritische  $Bc/Al$ -verhouding rond 1 is geen garantie dat er geen verlies van de bodembuffercapaciteit meer optreedt. Het is belangrijk om te vermelden dat de handleiding aanraadt om hogere (strengere) waarden voor  $(Bc/Al)_{crit}$  te gebruiken die slechts tot 2 % biomassareductie leiden ( $(Bc/Al)_{crit} \geq 10$ ). In deze gevallen kan de aanvaardbare ANC-uitspoeling

////////////////////////////////////



De kritische uitspoelingshoeveelheden van ANC werden, net zoals bij de vorige datasets, niet gecorrigeerd voor bicarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) of organische zuren ( $\text{RCOO}^-$ ). Dit was niet mogelijk omdat metingen van opgeloste organische koolstof (DOC) enkel beschikbaar waren voor de 5 Vlaamse level II-proefvlakken (ICP Forests) en de verkregen verbanden tussen de partiële druk van  $\text{CO}_2$  in de bodemoplossing ( $\text{pCO}_2$ ) en bodemtemperatuur niet beschikbaar waren voor de 1890 receptoren. Beide zuren worden in het algemeen verwaarloosd daar ze bij lage pH-waarden weinig bijdragen tot de uitspoeling van ANC (CLRTAP, 2024).

De onderverdeling van de bodemreceptoren in moedermateriaalklassen was gebaseerd op Tabel 5.15 van de handleiding. De Belgische bodemlegende werd geconverteerd naar de FAO -classificatie (1990), gebruik makend van een reeds gebruikte correlatielegende bij de vorige bepaling (Langohr et al., 2002, annex 2 in VLINA-rapport Langouche et al., 2002). Deze sleutel is gebaseerd op de textuur, de drainagetoestand en de profielontwikkeling. Op basis van de verkregen bodemgroep werd de receptor ingedeeld in moedermateriaalklasse (zuur, intermediair, kalkrijk of organisch). Vermits de bodemgroepen momenteel bepaald worden via de *World Reference Base* (IUSS Working Group on WRB, 2014), werd via DOV Vlaanderen een bijkomende controle op de bepaling van de bodemgroep en moedermateriaalklasse uitgevoerd (bv. verschillen tussen *dystric* en *eutric qualifiers*, aanwezigheid van kalk).

Tabel 13: Onderverdeling van 1890 bodemreceptoren over ecosysteemt看en moeder materiaalklasse.

| Moedermateriaal | Loofbos    | Naaldbos   | Grasland   | Heide     | Duinen    | Totaal      |
|-----------------|------------|------------|------------|-----------|-----------|-------------|
| Zuur            | 425        | 313        | 315        | 95        | 6         | 1154        |
| Intermediair    | 248        | 20         | 274        | 4         | 0         | 546         |
| Kalkrijk        | 103        | 7          | 31         | 0         | 28        | 169         |
| Organisch       | 12         | 0          | 9          | 0         | 0         | 21          |
| <b>Totaal</b>   | <b>788</b> | <b>340</b> | <b>629</b> | <b>99</b> | <b>34</b> | <b>1890</b> |

| Moedermateriaal | Loofbos | Naaldbos | Grasland | Heide | Duinen | Totaal |
|-----------------|---------|----------|----------|-------|--------|--------|
| Zuur            | 54 %    | 92 %     | 50 %     | 96 %  | 18 %   | 61 %   |
| Intermediair    | 31 %    | 6 %      | 44 %     | 4 %   | 0 %    | 29 %   |
| Kalkrijk        | 13 %    | 2 %      | 5 %      | 0 %   | 82 %   | 9 %    |
| Organisch       | 2 %     | 0 %      | 1 %      | 0 %   | 0 %    | 1 %    |
| <b>Totaal</b>   | 42 %    | 18 %     | 33 %     | 5 %   | 2 %    | 100 %  |

doi.org/10.21436/inbor.129744888

### 3.4.4 Verweringsdiepte

De verweringsdiepte die gebruikt werd voor de berekening van de verwerkingssnelheid varieerde van 0,35 tot 0,8 m (Tabel 5.13 van de handleiding). Volgens deze aanwijzingen werd bij de selectie van de worteldiepte een onderscheid gemaakt tussen oppervlakkig, ondiep, intermediair en diep wortelende planten. Voor elk type werd een bereik voorgesteld waarbij telkens de bovengrens gebruikt werd voor de berekeningen.

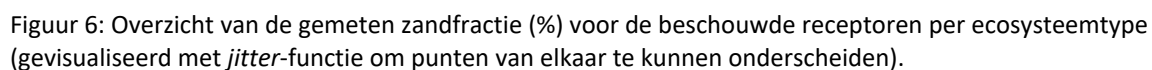
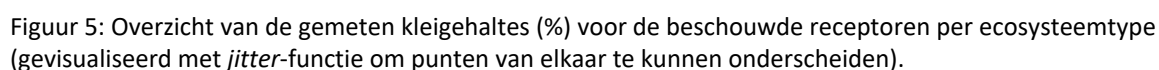
In de vorige database werd voor alle ecosysteemttypen dezelfde verweringsdiepte van 0,5 m aangenomen. De gebruikte variërende verweringsdiepte is een betere benadering omdat de wortelzone ook varieert tussen de ecosysteemttypen onderling. Heide, graslanden en fijnspar worden daarbij tot de ondiep wortelende planten gerekend (bereik 0,25-0,35 m).

### 3.4.5 Schatting verweringsnelheid

- Niet-kalkrijke bodemreceptoren: de verweringsnelheid (BCw) werd geschat voor een diepte  $z$  (in m) gebruik makende van vergelijking V.44 uit de handleiding, waarbij de verweringsklassen (1-6) werden afgeleid op basis van de textuur en het moedermateriaal (Tabel 5.16). Voor organische bodems kregen de rijkere (*eutric*) typen van organische bodems (bodemtextuur V) een verweringsklasse of WC-waarde van 6 toebedeeld, in tegenstelling tot 1 voor de overige armere (*dystric*) organische bodemtypen.
- Kalkrijke bodems ( $\text{CaCO}_3 > 2\%$ ): voor een groot gedeelte van de receptoren was er informatie beschikbaar over het  $\text{CaCO}_3$ -gehalte. In dit geval werd een schatting gemaakt van BCw op basis van Tabel 5.10 in de handleiding. Wanneer melding was gemaakt van kalkrijk bodemmateriaal maar metingen ontbraken, werd de verweringsnelheid berekend met een  $\text{CaCO}_3$ -gehalte van 2 %.

De verweringsklasse voor Ca, Mg en K, gedefinieerd als  $W_{BC,soil}$ , werd berekend door de  $W_{BC,soil}$  (waarin ook Na aanwezig is) met een factor te vermenigvuldigen tussen 0,70 voor zandige bodems en 0,85 voor rijkere bodems. Dit is van belang omdat natrium geen essentieel voedingselement is.

Er blijken inzake textuur grote verschillen te bestaan tussen de verschillende ecosysteemtypen. Bij coniferen, kustduinen en heide zijn de kleigehaltes het laagst (Figuur 5). Bij loofbos en grasland zijn de waarden meer gelijkmatig verspreid. Dit blijkt uiteraard ook uit de zandfractie (Figuur 6) die het hoogst is bij de heide- en naaldbosreceptoren en duingebieden.



41

Deze variabele werd afgeleid via een waterbalansmodel dat de actuele evapotranspiratie (AET) berekent in functie van de atmosferische vraag naar water (PET) en de bodemeigenschappen van de desbetreffende receptor. De albedowaarden werden aangepast in functie van het vegetatietype (5-30 %). De verkregen neerslagoverschotten (Q) varieerden tussen de 200 en 400 mm jaar<sup>-1</sup>.

### 3.4.7 Evenwichtsconstante gibbsiet ( $K_{gibb}$ )

### 3.4.8 Depositie van basische kationen en chloride

- (Downing et al. (1993) berekenen de totale depositie onafhankelijk van het ecosysteemtype. Wanneer de natte depositie lager is dan  $250 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ , wordt de totale depositie verkregen door de natte depositie maal 2 te vermenigvuldigen. Indien groter, wordt er systematisch 200  $\text{eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  bijgeteld.
- Draaijers et al. (1995, 1997) en Lövblad et al. (2000) berekenen de droge depositie van basische kationen door hun partikelconcentraties te vermenigvuldigen met gemodelleerde depositiesnelheden (*inferential modelling*). De partikelconcentraties in de atmosfeer worden verkregen uit de chemische samenstelling van de natte depositie en gebruik van empirische *scavenging ratios*. Lövblad et al. (2000) werken met depositiesnelheden in functie van variërende partikelgrootte (*mass median diameter*) voor stedelijk gebied, wateroppervlakte, vrije veld en bos. Voor ons zijn enkel de twee laatste belangrijk, maar deze worden niet verder opgedeeld naar de 5 ecosysteemttypen die voor ons relevant zijn.

Beide benaderingen gaven vergelijkbare resultaten. Vermits een ideale benadering voor de 5 verschillende ecosysteemttypen ontbrak en het VLOPS-depositiemodel per kilometerhok een gewogen gemiddelde berekent, werd geopteerd voor de benadering van Downing et al. (1993). De verkregen totale deposities vertonen sterke overeenkomsten met de totale deposities van basische kationen die in de *background database* (EUIDB) gebruikt wordt (Reinds et al., 2021). Voor calcium wordt voor Vlaanderen een totale deposities van basische kationen in het bereik van 150-225 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> berekend. Voor magnesium wordt hetzelfde depositiebereik verkregen behalve in de kuststreek waar hogere deposities gemeten worden. Voor magnesium moet echter opgemerkt worden dat - na correctie voor magnesiumzouten - minder dan 25 % van de magnesiumdepositie overblijft voor de berekening van de totale zeezout-gecorrigeerde basische kationendepositie.

[illegible]

### 3.4.9 Netto-opname van basische kationen

De opname van basische kationen werd beperkt door vergelijking V.45 ( $B_{cmin}$  in bodem-oplossing =  $0,01 \text{ mol}_c \text{ m}^{-3}$ ) in de handleiding. Wanneer dit criterium niet gerespecteerd werd (als de bevoorrading van basische kationen door verwerking of atmosferische depositie te laag was om aan de netto-vraag naar Bc te voldoen), werd de opname van basische kationen gecorrigeerd opdat deze grenswaarde in de bodemoplossing zou gerespecteerd worden. Deze correctie diende uitsluitend toegepast te worden bij de graslanden, waarbij in ruim 1/3 van de receptoren de netto-opname van basische kationen werd verminderd. Het betrof hier vooral de rijkere graslanden (en vooral de soortenrijke cultuurgraslanden (hp\*)), die voorkwamen op zuur bodemmateriaal). Omwille van het feit dat Bc en N in dezelfde verhoudingen (vegetatie-specifieke ratio's  $X_{Bc}/X_N$ ) worden opgenomen, moest in dat geval ook de stikstofopname achtereenvolgens gecorrigeerd worden. Het verlagen (of het gelijk aan nul stellen) van de opname van stikstof en basische kationen heeft een dubbel effect op de kritische lastwaarden. Het leidt enerzijds tot een verlaging van de kritische last voor vermessing ( $CL_{nut}(N)$ ) omdat er geen of minder stikstof wordt afgevoerd (wat het risico op nitraatuitspoeling verhoogt). Anderzijds verhoogt het de kritische last voor verzuring ( $CL_{max}(S)$ ) omdat de voorraad aan basische kationen niet afgevoerd wordt.

Figuur 7 en Figuur 8 tonen de verdeling per ecosysteemtype van de berekende waarden die de kritischelastfunctie voor verzuring bepalen.

- Tabel 3 in Bijlage 1 geeft de percentielen weer van  $CL_{nut}N$ ,  $CL_{max}(S)$ ,  $CL_{min}(N)$  en  $CL_{max}(N)$  voor de 5 ecosysteemttypen.



## 4 OVERSCHRIJDING KRITISCHE LASTEN

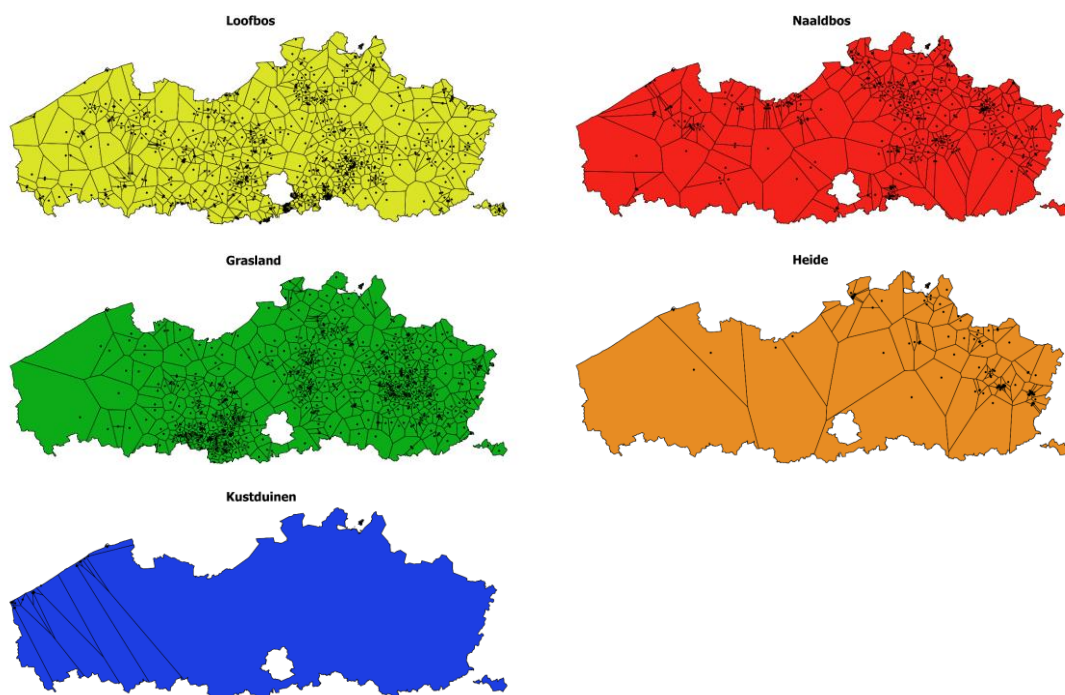
### 4.1 Berekeningswijze overschrijding

In hoofdstuk 2 is een herziene natuurafbakeningskaart afgeleid door biologisch waardevolle polygonen op basis van hun dominante BWK2-code samen te voegen tot vijf ecosysteemttypen (loofbos, naaldbos, grasland, heide en kustduinen). In hoofdstuk 3 zijn kritische lasten voor vermisting en verzuring berekend voor 1890 specifieke locaties (= receptoren) die behoren tot een van deze ecosysteemttypen en waarvoor de nodige (bodem)gegevens beschikbaar waren.

Een kritische last is overschreden als de atmosferische depositie hoger is dan die kritische last. Om dit te berekenen voor alle Vlaamse natuur, zoals bepaald in de natuurafbakeningskaart, is het nodig om de kritische lasten per receptor op te schalen naar het niveau van Vlaanderen.

#### 4.1.1 Opschaling naar Vlaanderen

Deze opschaling gebeurt door per ecosysteemttype de kritische last van een receptor te interpoleren naar gebiedsdekkende polygonen. Per ecosysteemttype werden Voronoi-diagrammen (ook wel Thiessenpolygonen of Dirichlet-betegeling genoemd) aangemaakt in GIS (Figuur 9).



Figuur 9: Voronoi-diagrammen voor de vijf ecosysteemttypen van de natuurafbakeningskaart op basis van de 1890 bodemreceptoren waarvoor de kritische lasten zijn berekend.

Deze diagrammen verdelen de totale oppervlakte van Vlaanderen in polygonen rond de receptoren, zodanig dat de afstand tot die receptor voor alle locaties binnen de polygonen kleiner is dan de afstand tot elke andere receptor. Per ecosysteemttype worden aan de oppervlakte binnen een polygoon dezelfde kritische lasten toegekend als aan de receptor gelegen binnen die polygoon.

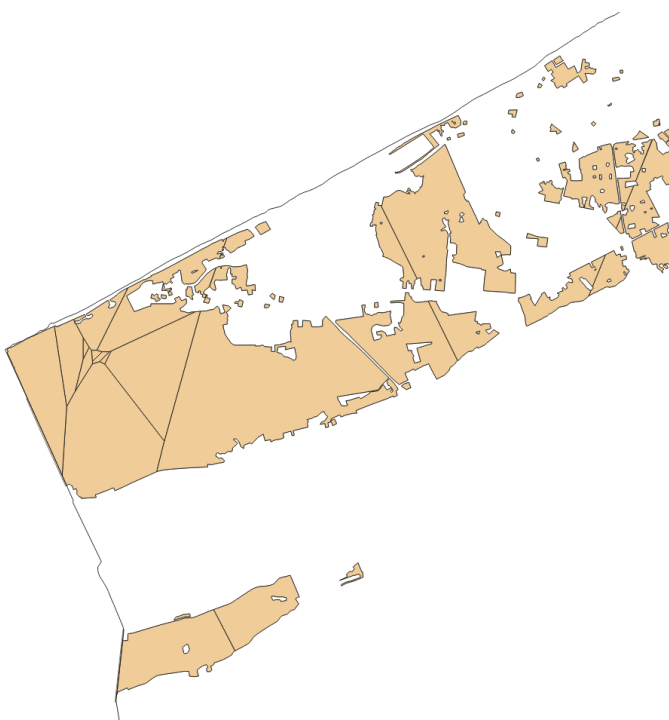
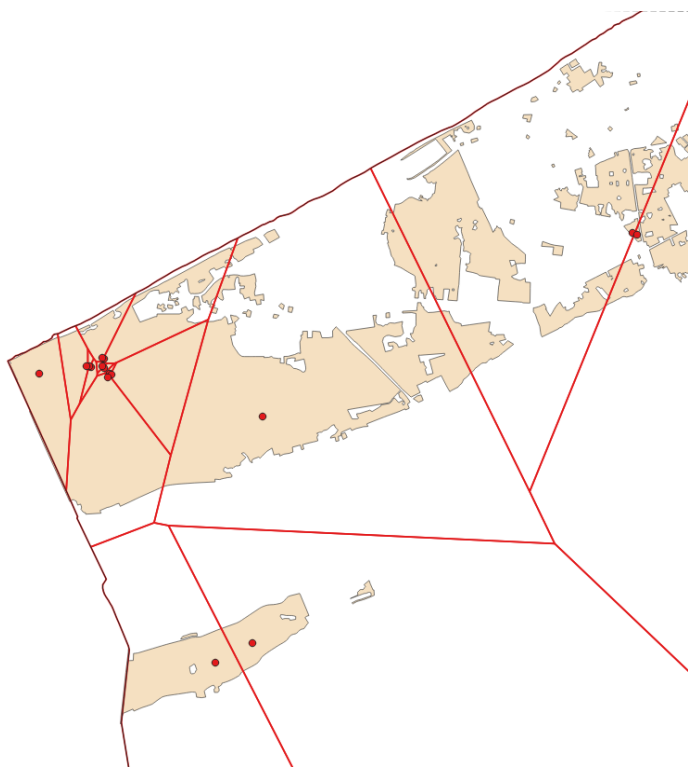
////////////////////////////////////

We illustreren we dit voor het ecosysteemtype ‘kustduinen’ (voor de andere typen gebeurt dit volledig analoog). Om de stappen in beeld te brengen zoomen we in op een deel van de kustduinen in West-Vlaanderen nabij de Franse grens.

- 

De oorspronkelijke polygonen per ecosysteemtype worden zo onderverdeeld volgens de snijlijnen met de Voronoi-diagrammen. Hierdoor bekomen we per ecosysteemtype deelpolygonen met de overeenkomstige kritische lasten van de receptoren.

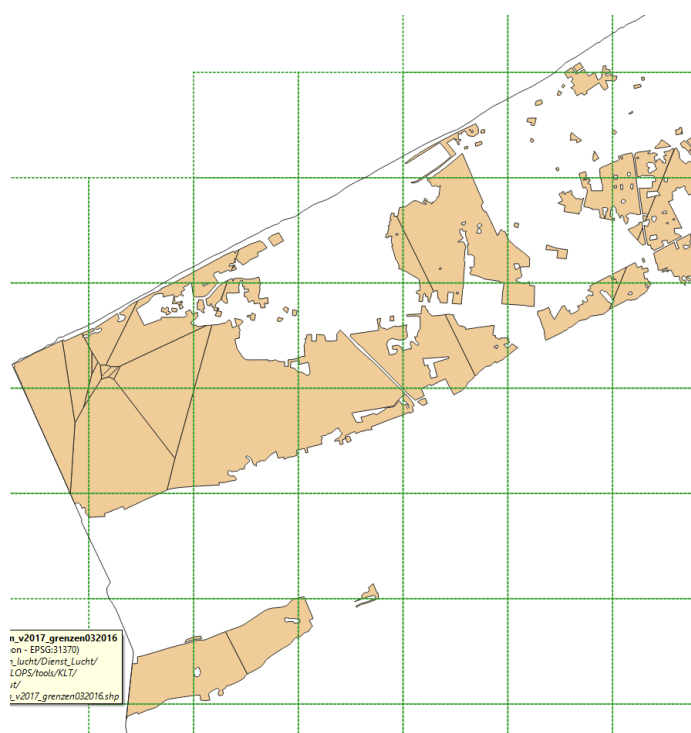




////////////////////////////////////

In een laatste stap worden de kritische lasten in de ecosysteemtype-polygonen vergeleken met de VLOPS-depositieresultaten ( $\text{NH}_x$ ,  $\text{NO}_y$  en  $\text{SO}_x$ ).

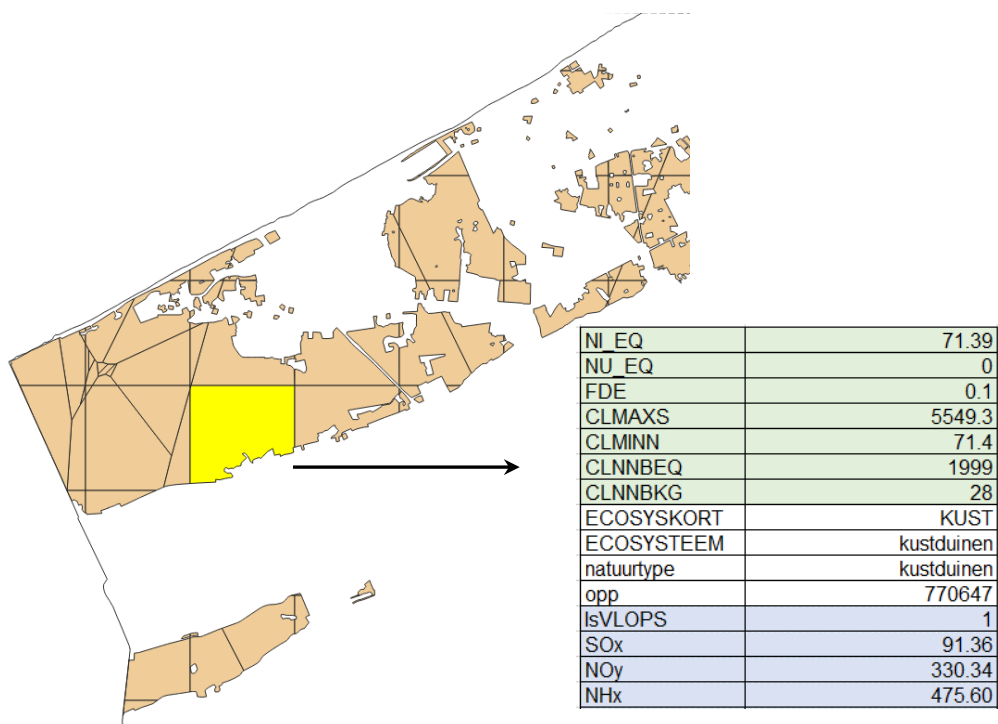
- Figuur 13 toont hoe de VLOPS-modelkaarten met vierkante roostercellen ( $1 \times 1 \text{ km}^2$ ) overlegd worden met de ecosysteemtypepolygonen met kritische lasten. Zo worden de ecosysteemtype-polygonen verder opgedeeld volgens de snijlijnen van het VLOPS-rooster.
- Figuur 14 geeft het eindresultaat, waarin elke ecosysteemtype-polygoon een waarde heeft voor zowel de kritische last als voor de VLOPS-modeldepositie. Dit laat toe om de overschrijding van de kritische lasten te berekenen.



Figuur 13: Doorsnede (intersect) van de VLOPS-modelkaarten met vierkante roostercellen van  $1 \times 1 \text{ km}^2$  met de ecosysteemtype-polygonen met kritische last receptorwaarden.

Figuur 14 vermeldt ter illustratie voor één van de opgedeelde ecosysteemtype-polygonen de volledige tabel met de waarden afgeleid van de natuurafbakeningskaart, de receptoren en de VLOPS-modeldeposities (in  $\text{mol ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ).

////////////////////////////////////



Figuur 14: Het eindresultaat na de doorsneden met het Voronoi-diagram met kritische lasten en de VLOPS-modelkaarten met de depositieresultaten. Voor één van de opgedeelde ecosysteemtype-polygonen (geel vlak) is de attributentabel vermeld met de afgeleide waarden afkomstig van de natuurafbakeningskaart (witte achtergrond), de dichtstbijzijnde receptor voor bepaling van kritische lasten (groene achtergrond) en de VLOPS-modeldepositiekaarten (blauwe achtergrond).

#### 4.1.2 Atmosferische depositie

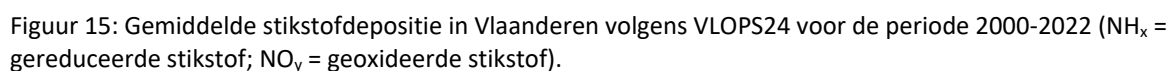
De atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen werd berekend met het VLOPS-model. Dit Vlaamse Operationeel Prioritaire Stoffen-model is een atmosferisch transport- en dispersiemodel dat op basis van gegevens over de emissies, het landgebruik en de meteorologie de jaarlijkse atmosferische deposities berekent<sup>8</sup>. De modelresultaten zijn door de VMM berekend per kilometerhok (1x1 km<sup>2</sup>) met VLOPS24, d.w.z. de modelversie die in 2024 in gebruik was. Dit rapport gebruikt modelresultaten voor de jaren 2000, 2005, 2010 en 2015 tot en met 2022 (= het recentste jaar waarvoor de emissies beschikbaar zijn).

Figuur 15 toont het verloop van de gemiddelde stikstofdepositie in Vlaanderen volgens VLOPS24. De depositie van gereduceerde (NH<sub>x</sub>) en geoxideerde stikstof (NO<sub>y</sub>) daalde ongeveer een derde tussen 2000 en 2015 (van 31,1 kg tot 20,3 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>). In 2015-2022 bleef de stikstofdepositie vrij stabiel, met variaties tussen de jaren die vooral aan de wisselende weersomstandigheden kunnen worden toegeschreven. De handleiding (CLRTAP, 2014) beschouwt organische stikstof ook als een reactieve vorm van stikstof, maar bespreekt dit verder niet omwille van de beperktere kwantificering. Ook een recent VN-rapport (Dirnböck et al., 2024) erkent wel het vermestend effect van organische stikstof, maar houdt er omwille van de complexiteit van de opbouw- en de afbraakreacties geen rekening mee bij het bepalen van een limietwaarde. De herziene berekening

<sup>8</sup> <https://vmm.vlaanderen.be/feiten-cijfers/lucht/waar-meten-we-en-hoe-berekenen-we-luchtkwaliteit/waarop-zijn-de-modelkaarten-gebaseerd>.

////////////////////////////////////

Lokaal kan de depositie anders evolueren dan het Vlaamse gemiddelde door het effect van lokale emissiebronnen. De ecosysteempolygonen zijn ook niet uniform verdeeld over Vlaanderen, zodat het belangrijk is om de lokale depositie te gebruiken om de overschrijding te berekenen.



Figuur 16 toont het verloop van de gemiddelde verzurende depositie van stikstof ( $\text{NH}_x$  en  $\text{NO}_y$ ) en zwavel ( $\text{SO}_x$ ). De verzurende depositie halveerde zowat tussen 2000 ( $3319 \text{ Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) en 2015 ( $1725 \text{ Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ), waarbij de depositie van zwavel het sterkst daalde (-73%). In 2015-2022 bleef de verzurende depositie vrij gelijkaardig, hoewel jaar-tot-jaar verschillen duidelijker uitgesproken zijn dan voor de depositie van stikstof. Zo was in 2021 de gemiddelde verzurende depositie 14-16 % hoger dan in 2020 en 2022 door een hogere depositie van zowel  $\text{NO}_y$  als  $\text{SO}_x$  (impact COVID-maatregelen in 2020, grotere neerslaghoeveelheden in 2021).

Voor verzurende depositie is een bijtelling mogelijk voor de verzurende effecten van halogeenzuren en organische zuren (bv. 280 Zeq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>; Buijsman, 2008). Halogeenzuren zijn eenvoudige zuren van halogenen, zoals waterstofchloride en waterstoffluoride; met organische zuren worden verbindingen zoals azijnzuur en mierenzuur bedoeld. De onzekerheid op deze bijtelling is echter hoog en er zijn geen recente metingen bekend voor onze regio. Voor verzuring moet volgens de handleiding bovendien een kritischelastfunctie gebruikt worden (zie 4.1.3) waarbij afzonderlijke overschrijdingen worden berekend voor de depositie van stikstof en van zwavel en het niet mogelijk is om rekening te houden met de bijdrage van eventuele andere verzurende stoffen. De herziene berekening van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in dit rapport is daarom enkel gebaseerd op de depositie van anorganische stikstof en zwavel, en houdt geen rekening met halogeenzuren of organische zuren.



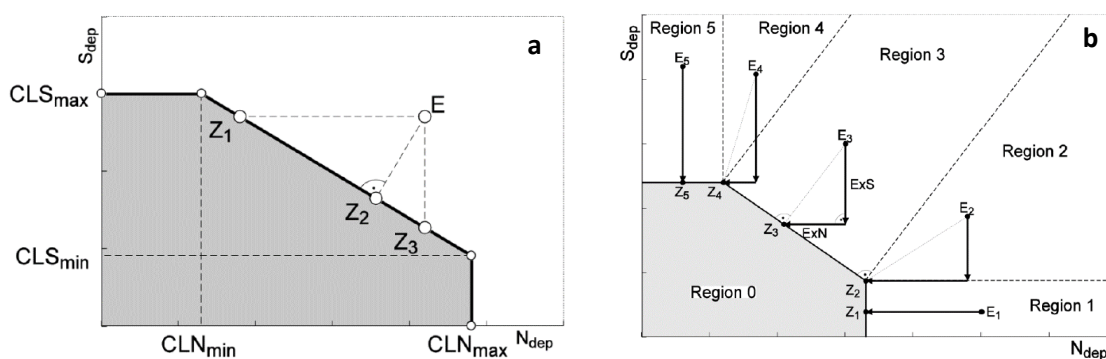
Zodat de overschrijding berekend wordt als:

$$Exc_{nut}(N_{dep}) = NH_{x,dep} + NO_{y,dep} - CL_{nut}(N) \quad (9)$$

#### Overschrijding kritische last verzuring (in eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>)

Voor verzuring hangt de overschrijding van de kritischelastfunctie af van de depositie van zowel stikstof als zwavel (zie ook deel 3.4.1). Figuur 17 herneemt deze kritischelastfunctie voor het veralgemeende geval waarin naast een minimum kritische last voor stikstof ( $CL_{min}(N)$ ) ook een minimum kritische last voor zwavel is voorzien ( $CL_{min}(S)$ ). Bij de SMB wordt de  $CL_{min}(S)$  aan nul gelijkgesteld, daar men aanneemt dat er geen belangrijke opnameprocessen van zwavel in de plant (geen S-behoefte) en bodem zijn. De verzurende depositie van stikstof en zwavel ( $N_{dep}, S_{dep}$ ) overschrijdt de kritischelastfunctie als het depositiepaar niet in de grijs gearceerde zone ligt.

Als men enkel geïnteresseerd is in de reductie van één van beide componenten (bv. stikstof), kan een voorwaardelijke (conditionele) kritische last berekend worden bij een vaste waarde van de tweede component (bv. zwavel), en dus ook een unieke overschrijding van de kritischelastfunctie voor verzuring. Maar algemeen gezien is er geen 'unieke' overschrijding omdat deze afhangt van zowel de stikstof- als de zwaveldepositie.



Figuur 17: (a) Kritischelastfunctie voor verzuring gedefinieerd door  $CL_{min}(N)$ ,  $CL_{max}(N)$ ,  $CL_{min}(S)$  en  $CL_{max}(S)$  en (b) Illustratie van mogelijke typen van overschrijdingen voor een depositiepaar  $(N_{dep}, S_{dep})$ .

De overschrijding van de kritischelastfunctie voor een bepaalde stikstof- en zwaveldepositie wordt daarom gedefinieerd als de som van de gezamenlijke reductie van de N- en S-depositie om de kritischelastfunctie te bereiken via de 'kortste afstand', zoals geïllustreerd in Figuur 17a (afstand  $E$  tot  $Z_2$ ).

De overschrijding wordt dan als volgt berekend (vergelijking VII.9 van de handleiding):

////////////////////////////////////

$$Exc_{CLF}(N_{dep}, S_{dep}) = \begin{cases} 0 & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 0} \\ N_{dep} - CL_{max}(N) & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 1} \\ N_{dep} - CL_{max}(N) + S_{dep} - CL_{min}(S) & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 2} \\ N_{dep} - N_0 + S_{dep} - S_0 & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 3} \\ N_{dep} - CL_{min}(N) + S_{dep} - CL_{max}(S) & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 4} \\ S_{dep} - CL_{max}(S) & \text{als } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Regio 5} \end{cases} \quad (10)$$

Waarbij  $(N_0, S_0)$  de coördinaat is van punt  $Z_3$  op de kritischelastfunctie in Figuur 17b.

Om de overschrijding van de kritischelastfunctie te berekenen, wordt eerst bepaald in welke regio van Figuur 17b het depositiepaar zich bevindt, en vervolgens wat de overschrijding is. Deze berekening gebeurde met de FORTRAN-code voor subroutine 'exceedNS' uit deel 7.4 van CLRTAP (2015) die werd omgezet naar een R-script.

#### 4.1.4 Oppervlaktegewogen overschrijding

Naast het *aandeel* van de oppervlakte dat in overschrijding is van de kritische last, is het ook relevant om de *mate* (of *grootte*) van die overschrijding te bekijken. Zolang de depositie over het volledige areaal hoger ligt dan de kritische last, is er namelijk geen verandering in het *aandeel* dat in overschrijding is, terwijl de *mate* van overschrijding wel kan veranderen.

De mate van overschrijding geven we weer met de 'oppervlaktegewogen gemiddelde overschrijding'. Dit is het gemiddelde verschil tussen de depositie en de kritische last voor het areaal met overschrijding, rekening houdend met de oppervlakte van de polygonen.

Dit komt overeen met de *Average Accumulated Exceedance* (AAE) zoals gedefinieerd in de handleiding (vergelijking VII.11 en 12):

$$AAE = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot Exc_i)}{\sum_{i=1}^n (A_i)} \quad (11)$$

Waarbij  $Exc_i$  de overschrijding is van ecosysteem  $i$  met oppervlakte  $A_i$  binnen een regio of rooster cel. De AAE wordt dan berekend voor alle  $n$  ecosystemen binnen een regio of rooster cel.

De AAE wordt in dit rapport berekend voor alle ecosystemen (= polygonen, cf. 4.1.1) op het niveau van de regio Vlaanderen. Bijkomend wordt ook een afzonderlijke AAE berekend voor alle polygonen van een bepaald ecosysteemtype in Vlaanderen, om zo voor elk van de 5 beschouwde ecosystemtypen een afzonderlijke oppervlaktegewogen gemiddelde overschrijding te bekomen.

## 4.2 Areaal natuur met overschrijding in 2022

Tabel 15 geeft het procentuele aandeel van de oppervlakte per ecosysteemtype met een overschrijding van de kritische last voor vermeting en verzuring in 2022.

Deze aandelen zijn bepaald op basis van de herziene berekeningswijze van de huidige studie, dat wil zeggen:

////////////////////////////////////





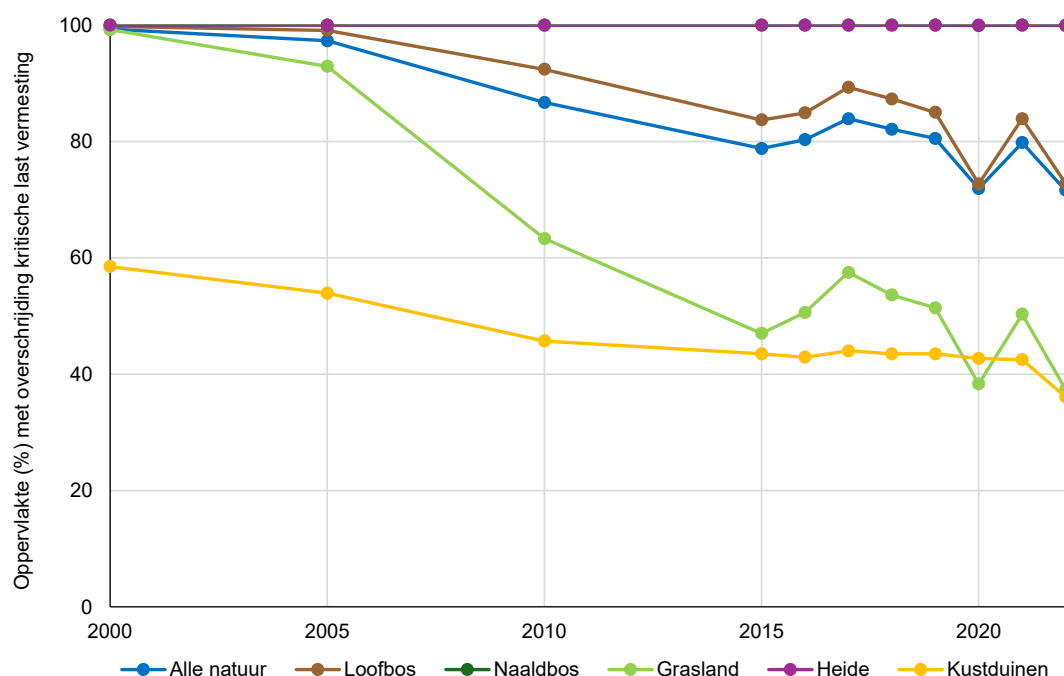


## 4.3 Areaal natuur met overschrijding in 2000-2022

### 4.3.1 Kritische last voor vermessing

Figuur 20 toont het verloop van het aandeel natuur in Vlaanderen (totaal en per ecosysteemtype) met een overschrijding van de kritische last voor vermessing in 2000, 2005, 2010 en 2015-2022. De overschrijding is berekend op basis van de jaarlijkse stikstofdepositie volgens VLOPS24 en de herziene natuurafbakeningskaart en kritische lasten van de huidige studie.

Voor alle ecosysteemtipes behalve heide en naaldbos is er in de periode 2000-2022 een daling van het areaal in overschrijding van de kritische last voor vermessing. Voor kustduinen gaat het om een geleidelijke afname vanaf (ten minste) 2000, terwijl er voor loofbos en grasland pas een betekenisvolle afname van het areaal in overschrijding optreedt vanaf 2005. Voor grasland neemt het areaal dat in overschrijding is voor vermessing het meest af in de beschouwde periode 2000-2022, namelijk van 99 naar 37 %.



Figuur 20: Aandeel (%) van de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische last voor vermessing in Vlaanderen in 2000-2022. De waarden zijn identiek voor naaldbos (donkergroen) en heide (paars).

Figuur 20 geeft weer over welk areaal natuur er een overschrijding is van de kritische last, maar geeft geen informatie over de mate of grootte van die overschrijding. Dat is wel te zien in Figuur 21, die het verloop toont van de (oppervlaktegewogen) gemiddelde overschrijding van de kritische last voor vermessing.

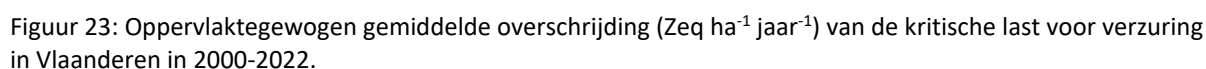
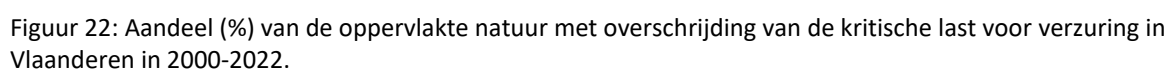
Doordat de stikstofdepositie afneemt (voornamelijk in 2000-2015, zie ook Figuur 15), verkleint het verschil tussen de depositie en de kritische last. Voor de totale oppervlakte natuur daalt de gemiddelde overschrijding van 17,4 kg N ha<sup>-1</sup> in 2000 naar 8,1 kg N ha<sup>-1</sup> in 2022.

////////////////////////////////////

| Jaar | Alle natuur | Loofbos | Naaldbos | Grasland | Heide | Kustduinen |
|------|-------------|---------|----------|----------|-------|------------|
| 2000 | 17.5        | 16.5    | 25.5     | 10.5     | 20.2  | 11.2       |
| 2005 | 14.2        | 13.0    | 21.5     | 7.8      | 17.8  | 9.2        |
| 2010 | 10.8        | 8.5     | 16.2     | 5.5      | 13.8  | 7.0        |
| 2015 | 9.0         | 7.0     | 13.5     | 4.8      | 11.2  | 6.5        |
| 2016 | 9.5         | 7.5     | 14.2     | 4.8      | 12.0  | 6.5        |
| 2017 | 10.2        | 8.5     | 15.5     | 5.5      | 12.8  | 7.5        |
| 2018 | 9.8         | 7.8     | 14.8     | 5.0      | 12.5  | 6.8        |
| 2019 | 9.5         | 7.5     | 14.0     | 5.0      | 11.5  | 7.5        |
| 2020 | 8.0         | 6.2     | 11.5     | 4.2      | 9.5   | 6.2        |
| 2021 | 9.2         | 7.2     | 14.0     | 4.8      | 11.8  | 6.2        |
| 2022 | 8.0         | 6.0     | 11.5     | 4.0      | 9.5   | 5.5        |

#### 4.3.2 Kritische last voor verzuring

Algemeen is een daling merkbaar sinds (ten minste) 2000, maar voor naaldbos blijft de afname van het percentage oppervlakte in overschrijding wel beperkt. Voor heide daalt het areaal dat in overschrijding sterk vanaf het jaar 2010, met grote variaties in de laatste beschouwde jaren (2020-2022; zie verder). Voor kustduinen is het aandeel in overschrijding al beperkt in 2000 (20 %), en dit daalt verder tot maar 2 % areaal in overschrijding in 2022. De afname is ook uitgesproken voor loofbos (51 % minder areaal dat zich in overschrijding bevindt in 2022 dan in 2000). In 2022 bevindt minder dan 20 % van het loofbosareaal zich in overschrijding.



Voor heide is er tussen 2000 en 2010 maar een kleine afname van het areaal dat zich in overschrijding bevindt van de kritische last voor verzuring, namelijk van 98 % naar 95 % (Figuur 22), maar de mate van overschrijding daalt gemiddeld wel met 70 %, namelijk van 1.529 Zeq ha<sup>-1</sup> in 2000 naar 474 Zeq ha<sup>-1</sup> in 2010 (Figuur 23). Van 2010 naar 2015 neemt het areaal heide in overschrijding voor verzuring af van 95 % naar 67 %. Het areaal heide in overschrijding neemt verder af naar 39-40 % in 2020 en 2022, maar ligt opmerkelijk hoger in 2021 (81 %).

The boxplot displays the critical load (Zeq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) for various land use types (Opervlakte in ha) across three years: 2020 (red), 2021 (green), and 2022 (blue). The y-axis represents the critical load, ranging from 0 to 1500. The x-axis shows land use categories: [0, 10], (10, 20], (20, 30], (30, 40], (40, 50], (50, 60], (60, 70], (70, 80], and (90, 100]. The legend indicates the years: 2020 (red), 2021 (green), and 2022 (blue).

////////////////////////////////////

Deze overschrijding van de kritische last verzuring is in 2022 bijna volledig toe te schrijven aan de bodemverzurende processen gerelateerd aan stikstofdepositie (veroorzaakt door ammoniumretentie en netto-nitraat verliezen in zwak gebufferde ecosysteemttypen). De impact van zwaveldepositie is de laatste decennia sterk afgenomen (gemiddelde  $\text{SO}_x$ -depositie in Vlaanderen in 2022  $< 200 \text{ Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ , zie ook Figuur 16).

////////////////////////////////////

## 5.1 Natuurafbakeningskaart

- Er werd vertrokken van de **Biologische Waarderingskaart update van 2016** (BWK2; De Saeger et al., 2016). Deze nieuwere versie is gedetailleerder dan BWK1 en bevat een aantal nieuwe codes.
- Er werden **4 EUNIS-klassen** in rekening gebracht (bos, grasland, heide en kustduinen). De afsplitsing van kustduinen (EUNIS-klasse B) ging gepaard met een transfer van habitats die vroeger bij bos, heide of grasland werden gerekend. Hiervoor werd de conversiesleutel tussen de BWK-eenheden en EUNIS-klassen uitgebreid.
- De nieuwe natuurafbakeningskaart is gebaseerd op de **dominante eenheid in de BWK-code** (> 50 % oppervlakte polygoon). In de classificatie van Meykens en Vereecken (2001) is men daarentegen tot de vijfde karteringseenheid op zoek gegaan of het betreffende ecosysteemtype in de polygoon aangetroffen werd. Bovendien waren de individuele polygonen in de BWK1 ook veel groter en heterogener van samenstelling dan de polygonen in de BWK2. Op die manier werd er in de vorige kaart een overschatting gemaakt voor de oppervlakte van bepaalde ecosysteemtypen, zoals heide.
- Voor **graslanden werden de grootste verschuivingen vastgesteld** ten opzichte van de vorige kaart (Janssen en Janssen, 2008). De (soortenarme) cultuurgraslanden die toen werden meegenomen (op basis van de zogenaamde nulbemesting) vallen grotendeels weg in de nieuwe natuurafbakeningskaart. In plaats daarvan werden enkel soortenrijke permanente graslanden (hp\* en hpr\*) in rekening gebracht. Dit zijn deels gedegradeerde, halfnatuurlijke graslanden die potentieel een hoge biodiversiteitswaarde kunnen hebben. De toevoeging van deze graslanden wordt als een belangrijke verbetering beschouwd ten opzichte van de vorige natuurafbakeningskaart.
- We verkrijgen volgens de herziene natuurafbakeningskaart een **bosoppervlakte van 152.584 ha**, wat groter is dan in de vorige natuurafbakeningskaart. Een aantal extra eenheden werden nu mee opgenomen als loofbos (o.a. struwelen, kasteelparken, jonge aanplantingen en lijnvormige elementen) om tot een realistischere totaaloppervlakte aan bos te komen in Vlaanderen. Het minimumcriterium van 0,5 ha, dat aanvankelijk opgelegd was voor nieuwe bosaanplanten, werd weggelaten. Het gevolg van de ingrepen is dat de totale oppervlakte bos in de natuurafbakeningskaart versie 3 **beter aansluit bij de cijfers bekomen uit andere bronnen** (NARA-T: 141.356 ha, boskartering: 150.287 ha, Boswijzer 2011: 177.424 ha bos, Boswijzer 2013: 185.735 ha).
- De **totale oppervlakte ‘(terrestrische) natuur’ beslaat volgens deze gereviseerde methode 221.800 ha**, ongeveer 16,3 % van de totale oppervlakte in Vlaanderen. Dit is verdeeld over 0,2 % kustduinen; 4,2 % soortenrijke grasland; 0,7 % heiden; 6,9 % loofbos en 4,3 % naaldbos.

////////////////////////////////////

## 5.2 Kritische lasten

Alle verschilpunten met de vorige bepaling van kritische lasten zijn samengevat in Tabel 10.

Algemeen werd zowel voor de kritische last vermessing als verzuring met **andere kritische limieten** gewerkt ten opzichte van de vorige bepaling. Waar in het verleden met een gemengde dataset gewerkt werd, met een verschillende aanpak voor de aanvaardbare uitspoeling van nitraat en zuren naargelang het type ecosysteem (bos versus open vegetatie), werd nu geopteerd voor eenzelfde aanpak voor alle ecosystemetypen (Tabel 10).

De herziene **kritische lasten voor verzuring** zijn algemeen lager dan in de vorige bepaling door verschillende factoren:

- Bij dalende atmosferische deposities is het in toenemende mate belangrijk om het budget van basische kationen op een accurate manier te begroten. In de vorige bepalingen werden voor de totale **depositie van basische kationen** bijvoorbeeld hogere depositiewaarden gebruikt (bereik: 740-1160 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>), gebaseerd op metingen van 5 permanente proefvlakken van het bosbodemeetnet (ICP Forests) in de jaren negentig, waarin de deposities van basische kationen in Europa nog aan belangrijke dalende trends onderhevig waren ten gevolge van een sterke afname in (sulfaat)aerosol (Hedin et al., 1994). Voor open gebieden (Meykens en Vereecken, 2001) werd vertrokken van gemiddelde jaarlijkse bulkdeposities gemeten in 1998-1999 (740-910 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) waarbij voor heide bijkomend nog extra een filterfactor van 1.5 werd toegepast (Tabel 10). Voor bossen (Langouche et al., 2002) werd een totale depositie van 920-1160 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> gebruikt die gebaseerd was op het kroonbudgetmodel van Ulrich (1983)<sup>9</sup>. Hiervoor werd gerekend met zowel bulk- als doorvaldeposities van de 5 Level II proefvlakken gemeten in 1994-1999.

De huidige totale depositiewaarden van basische kationen zijn substantieel lager (240-320 eq ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) vermits ze gebaseerd zijn op recentere metingen (2010-2018) in de natte depositie (*wet-only* collectoren) van het VMM-meetnet. Deze meettoestellen waren in de periode 1994-1999 nog niet operationeel. De huidige deposities zijn tevens gecorrigeerd voor zeezout, wat in voorgaande studies niet het geval was. Uit een recente studie van natte depositie van basische kationen in de globale meetnetten tijdens de periode 1999-2018 (Chang et al., 2023) blijkt dat de daling zich in het EMEP meetnet enkel significant heeft voortgezet op de Centraal-Europese en Oost-Europese meetsites. De depositie van basische kationen blijkt **cruciaal te zijn voor de maximale kritische last voor zowel zwavel (CL<sub>max</sub>(S)) als stikstof (CL<sub>max</sub>(N))**. Een accurate bepaling van de (natte) depositie van basische kationen is dus zeer belangrijk voor de opmaak van de cyclus van basische kationen voor een gegeven receptor.

- Er moet ook aandacht besteed worden aan de overige termen van het budget van basische kationen. Bij de open gebieden was de **netto-opname van basische kationen bij heide en zuur grasland** in de vorige studie gelijkgesteld aan nul (terwijl dit niet het geval was voor stikstof), dit op basis van metingen verricht in het Verenigd Koninkrijk. Deze ingreep leidt automatisch tot hogere kritische lasten voor verzuring. In de voorliggende studie werd wel rekening gehouden met de opname van basische kationen door vegetatie aanwezig in de open gebieden en werd tevens gewerkt met vegetatie-specifieke ratio's voor correctie van de netto-opname van

<sup>9</sup> Het *canopy budget model* of kroonbudgetmodel is een methode om de droge depositie en ionenuitwisseling in de kroonlaag van bossen in te schatten op basis van metingen van doorval- en neerslagdepositie.



basische kationen (wanneer de toevoer door verwerking en depositie te laag was). De **verwerkingssnelheid** wordt wel nog altijd bepaald via een generieke formule waarbij de verwerking onafhankelijk verondersteld wordt van bodemchemische condities zoals de pH. Een meer gedetailleerde bepaling (bv. via meerlagige *steady-state* modellen zoals PROFILE; Warfvinge en Sverdrup, 1992b) zou de onzekerheid in het budget van basische kationen in de toekomst verder kunnen verlagen.

- Er werd in deze revisie geopteerd voor het gebruik van eenzelfde chemisch criterium voor alle ecosysteemttypen, namelijk een **kritische verhouding van de concentratie van basische kationen op aluminium** in de bodemoplossing ( $Bc/Al$ )<sub>crit</sub>. Voor de graslanden en heide was die bij de tot heden gebruikte dataset gebaseerd op een kritische pH-waarde (bereik van 4,5 - 6,3). Deze pH-waarden zijn vooral gebaseerd op de doctoraatsstudie van Zwaenepoel (1993) en de masterthesis van De Grande (1993). Feitelijk is het ook belangrijk om bodem-pH's om te rekenen naar pH-waarden voor de bodemoplossing met regressievergelijkingen voorgesteld door de Vries et al. (1993). Er moet volgens de handleiding ook gewerkt worden met pH-waarden onder de wortelzone. Bovenvermelde studies leveren wel belangrijke informatie aan voor de berekening van *critical loads of biodiversity* waarbij data van pH, basenverzadiging en C/N-ratio's binnen de wortelzone van groot belang zijn.

Er werd met een variabel kritisch  $Bc/Al$ -criterium gewerkt dat afhankelijk was van de boomsoort of het vegetatietype. Dit criterium is gerelateerd aan biomassareductie en wortelsterfte veroorzaakt door het toxisch  $Al^{3+}$  dat bij verzuringsprocessen vrijkomt in de bodemoplossing. Deze leidt tot een verminderde totale biomassa (20 %) en resulteert tevens in een verminderde verhouding van bovengrondse tot ondergrondse plantendelen (*shoot/root ratio*). Bij 40 % van de receptoren lag deze  $(Bc/Al)_{crit}$  onder 1 (vegetatie minder gevoelig voor  $Al$ -toxiciteit). Bij 16 % van de receptoren werden waarden hoger dan of gelijk aan 5 gebruikt (bij zuurgevoelige boomsoorten zoals es, wilgachtigen). In de handleiding adviseert men om striktere kritische  $Bc/Al$ -verhoudingen te hanteren, namelijk hogere waarden ( $> 10$ ) waarbij de biomassavermindering beperkt blijft tot 2 % (in plaats van 20%). Zo wordt voor struikheide (*Calluna vulgaris*) een  $(Bc/Al)_{crit}$  van 10 geadviseerd (tegenover 0,8 gebruikt in deze studie). Bij deze hogere waarde daalt de mediane  $CL_{max}(S)$  tot  $284 \text{ eq ha}^{-1}$  (tegenover  $646 \text{ eq ha}^{-1}$  in deze studie). Deze hogere kritische verhoudingen leiden dus tot lagere kritische lasten voor verzuring, en staan dan wel garant voor een sneller chemisch herstel van de buffercapaciteit van de bodem. Bij de huidige gebruikte  $(Bc/Al)_{crit}$  waarden is er nog steeds een daling van de basenverzadiging van de bodem mogelijk, vermits de aanvaardbare uitspoeling van ANC substantieel verschillend van nul blijft (CLRTAP, 2024).

Voor de **kritische lasten voor vermessing** zijn de verschillen met de vorige benadering onder andere te verklaren door:

- Voor de open gebieden werd bij de vorige berekeningen voor open gebieden een kritische nitraatconcentratie van 10 ppm gebruikt. Deze waarde is gebaseerd op niet-ecosysteem specifieke cijfers van CUWVO (1988) en Denneman en Torenbeek (1987) ter bescherming van het grond- en oppervlaktewater ( $N_{ie} = 2.2 \text{ mg N l}^{-1}$ ) (Overloop et al., 2007) en is minder geschikt voor bescherming van terrestrische ecosystemen tegen atmosferische depositie. Dit is een vrij hoge waarde, die vermenigvuldigd met het neerslagoverschot tot hoge kritische lasten van vermistende stikstof leidt. Voor de **aanvaardbare uitspoeling** voor de ecosystemtypen werd nu niet gewerkt met concentraties maar met absolute fluxen die varieerden tussen 0,5 en 4 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>.

////////////////////////////////////

- ### 5.3 Overschrijding kritische lasten

Er is in vergelijking met de vorige bepaling van kritische lasten een grotere overschrijding voor de kritische last voor verzuring voor bepaalde ecosysteemt看pen, in het bijzonder voor (naald)bos en heide. Dit is te wijten aan de algemeen lagere kritische lasten. Heide en naaldbossen zijn bijzonder gevoelig voor verzuring door het feit dat ze voorkomen op bodemtypen met lage buffercapaciteit (zuur moedermateriaal, laag kleigehalte en lage denitrificatiewaarden). Beide ecosysteemt看pen zijn bovendien veelal gelegen in regio's in Vlaanderen met grote stikstofdepositie veroorzaakt door onder meer intensieve veeteelt.

## Referenties

- Albers R., Beek J., Bleeker A., Van Bree L., Van der Eerden L., Freijer J., Van Hinsberg A., Marra M., Van der Salm C., Tonneijck A., de Vries W., Wesselink L., Wortelboer F. (2001). Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing. Rapport 725501001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725501001.pdf>
- Ampe C. (1999). Onderzoek van duinbodems langs de Vlaamse en Noord-Franse kust met bijzondere aandacht voor de ecosysteemdynamiek en natuurbeheer. Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Vakgroep Geologie en bodemkunde, Laboratorium voor Bodemkunde. <http://hdl.handle.net/1854/LU-8584837>.
- ANB (2016). Kritische depositiewaarden voor stikstof voor Natura 2000 habitattypen. Bijlage bij: Passende beoordeling praktische wegwijzer effectgroepen voor het habitatspoor: Effectgroep 3 eutrofiëring, subgroep 3.1 via lucht. Vastleggen huidige werkwijze in afwachting van de ontwikkeling van PAS: overgangsfase, versie 3, 08/01/2016. <https://pww.natuurenbos.be/sites/default/files/2021-10/Bijlage%201%20-%20KDW-Eutrofi%C3%ABring.pdf>.
- ANB (2024). Praktische wegwijzers in het proces van een passende beoordeling. Praktische wegwijzer stikstofdepositie (eutrofiëring en verzuring via lucht). Versie 22/08/2024. [https://pww.natuurenbos.be/sites/default/files/2024-08/PW\\_Stikstofdepositie\\_20240822.pdf](https://pww.natuurenbos.be/sites/default/files/2024-08/PW_Stikstofdepositie_20240822.pdf).
- Bobbink R., Hettelingh J.-P. (eds.) (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). <https://doi.org/10.21945/RIVM-680359002>.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamente M., Cinderby S., Davidson S., Dentener F., Emmett B., Erisman J.-W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., de Vries W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30-59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>.
- Bobbink R., Loran C., Tomassen H. (eds.) (2022). Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. Texte 10/2022, German Environment Agency. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/review-revision-of-empirical-critical-loads-of>.
- Bonten L.T.C., Reinds G.J., Posch M. (2016). A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software* 79, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.01.009>.
- Borremans L., Jaccxsens P., Dalemans F., Van de Peer T., Aertsen W., Aerts R., Van Orshoven J., Muys B. (2014). Verdere ontwikkeling van de Sim4Tree tool. Eindrapport na fase 5a. KOBE-rapport. Agentschap voor Natuur en Bos en Inverde. <https://www.ecopedia.be/bos/sim4tree>.
- Buijsman E. (2008). De bijdragen van niet-gemodelleerde bronnen aan de verzurende en vermestende depositie. PBL-rapport 550039001, Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven. <https://www.pbl.nl/publicaties/de-bijdragen-van-niet-gemodelleerde-bronnen-aan-de-verzurende-en-vermestende-depositie>.
- Chang C.T., Yang C.J., Huang J.C. (2023). Wet depositions of cations in forests across NADP, EMEP, and EANET monitoring networks over the last two decades. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 26791–26806. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24129-8>.
- Cleveland C.C., Townsend A.R., Schimel D.S., Fisher H., Howarth R.W., Hedin L.O., Perakis S.S., Latty E.F., Von Fischer J.C., Elseroad A., Wasson M.F. (1999). Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N<sub>2</sub>) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 623-645. <https://doi.org/10.1029/1999GB900014>.

////////////////////////////////////



- Draaijers G.P.J., van Leeuwen E.P., Potma C., van Pul W.A.J., Erisman J.W. (1995). Mapping base cation deposition in Europe on a 10x20 km grid. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 2389-2394.  
<https://doi.org/10.1007/BF01186191>.
- Draaijers G.P.J., van Leeuwen E.P., De Jong E.P., Erisman J.W. (1997). Base cation deposition in Europe - part I. Model description, results and uncertainties. *Atmospheric Environment* 31, 4139-4157.  
[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00254-9).
- Hall J., Bull K., Bradley I., Curtis C., Freer-Smith P., Hornung M., Howard D., Langan S., Loveland P., Reynolds B., Warr T. (1998). Status of UK critical loads and exceedances. Part 1 - Critical loads and critical load maps.  
<https://www.cldm.ceh.ac.uk/status-uk-critical-loads-and-exceedances-january-1998-part-1-critical-loads-and-critical-loads-maps>.
- Hedin L.O., Granat L., Likens, G.E., Bushand, T.A., Galloway, J.N., Butler, T.J., Rodhe, H. (1994). Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and north-America. *Nature* 367, 351-354.  
<https://doi.org/10.1038/367351a0>.
- Hens M., Neiryck J. (2013). Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypen in Vlaanderen, Nota voor WBC Referentiewaarden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://pureportal.inbo.be/nl/publications/kritische-depositiewaarden-voor-stikstof-voor-duurzame-instandhou>.
- IUSS Working Group WRB (2014). World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Jacobsen C., Rademacher P., Meesenburg H., Meiwes K. J. (2002). Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 p.
- Jansen J.J., Sevenster J., Faber P.J. (1996). Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN-DLO, Wageningen.
- Janssen L., Janssen S. (2008). Opstellen analysetool voor bepaling overschrijding kritische lasten in GIS-omgeving. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM. Onderzoeksrapport MIRA/2008/06, VITO 2008/IMS/R/0260.
- Langohr R. (2002). Correlation legend for Belgian soil legend to FAO soil groups. In: Langouche D., Wiedemann T., Van Ranst E., Neiryck J., Langohr R. (2002). Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in bosesystemen in Vlaanderen. In: Neiryck J., de Ridder K., Langouche D., Wiedeman T., Kowalski A., Ceulemans R., Mensink C., Roskams P., Van Ranst E., Bepaling van de verzuring- en vermestinggevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluksen. Eindverslag van project VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling.
- Langouche D., Wiedemann T., Van Ranst E., Neiryck J., Langohr R. (2002). Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in bosesystemen in Vlaanderen. In: Neiryck J., de Ridder K., Langouche D., Wiedeman T., Kowalski A., Ceulemans R., Mensink C., Roskams P., Van Ranst E., Bepaling van de verzuring- en vermestinggevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluksen. Eindverslag van project VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling.
- Meykens J., Vereecken H. (2001). Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermesting van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2000/01, K.U. Leuven en Bodemkundige Dienst van België. 77 p.
- Overloop S., Bossuyt M., Ducheyne S., Dumortier M., Eppinger R., Van Gijseghe D., Van Hoof K., Vogels N., Vanden Auweele W., Wustenberghs H., D'hooghe J. (2007). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007 Vermesting. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.

////////////////////////////////////

Poelmans L., Van Daele T. (2014). Landgebruikskaart NARA-T 2014. Opleveringsrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van INBO in het kader van de Referentietoets Natuurrapportering Vlaanderen. 2014/RMA/R/45. <https://pureportal.inbo.be/nl/publications/landgebruikskaart-nara-t-2014-studie-uitgevoerd-in-opdracht-van-i>.

Posch M., de Smet P.A.M., Hettelingh J.-P., Downing R.J. (eds.) (2001). Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: status report 2001. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). [https://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/PBL\\_CCE\\_SR01.pdf](https://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/PBL_CCE_SR01.pdf).

Raes D. (1996). BUDGET (2.0). A field water balance model. Reference manual. K.U.Leuven University, Institute for Land and Water Management, 33 p.

Reinds G.J., Posch M., de Vries W. (2001). A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 55 p. <https://edepot.wur.nl/33685>.

Reinds G.J., Thomas D., Posch M., Sloomweg J. (2021). Critical loads for eutrophication and acidification for European terrestrial ecosystems. Dokumentationen 03/2021, German Environment Agency. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-loads-for-eutrophication-acidification-for>

Rosen K., Gundersen P., Tegnhammar L., Johansson M., Frogner T. (1992). Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems: The concept of critical loads. *Ambio* 21, 364-368. [https://resolver.scholarsportal.info/resolve/00447447/v21i0005/364\\_neonfetcocl.xml](https://resolver.scholarsportal.info/resolve/00447447/v21i0005/364_neonfetcocl.xml).

Schlutow A., Huebener P. (2004). The BERN model: bioindication for ecosystem regeneration towards natural conditions. Research Report 20085221. German Environment Agency. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/bern-model-bioindication-for-ecosystem-regeneration>.

Schlutow A., Nagel D.-N., Bouwer Y. (2018). Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 - 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP), UBA 60, 154 p. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-load-daten-fuer-die-berichterstattung-2015>.

Staelens J., Neiryck J., Genouw G., Roskams P. (2006). Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/03. Rapport INBO.R.2006.12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 156 p. <https://pureportal.inbo.be/nl/publications/dynamische-modellering-van-streeflasten-voor-bossen-in-vlaanderen>.

Stuhrmann M. (2000). Verbleib eingetragenen Stickstoffs in Waldböden entlang eines klimatischen Transektes durch Europa. In: Dissertation. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, 154 p.

Sverdrup H., Warfvinge P. (1993). The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, Lund University, Lund, Sweden, 177 p.

UBA (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographic areas where they are exceeded. Federal Environmental Agency, 142 p.

Ulrich B. (1983). Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO<sub>2</sub>, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich B., Pankrath J. (eds.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-6983-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-009-6983-4_2).

van der Salm C., de Vries W. (2000). Soil acidification in loess and clay soils in the Netherlands. *Water Air and Soil Pollution* 120, 139-167. <https://doi.org/10.1023/A:1005254304043>.

van Dobben H., Bobbink R., Bal D., van Hinsberg A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397. Alterra, Wageningen. <https://edepot.wur.nl/245248>.

////////////////////////////////////

- van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D., van Hinsberg A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2397. <https://edepot.wur.nl/245248>.
- van Dobben H.F., Schouwenberg E.P.A.G., Mol J.P., Wieggers H.J.J., Jansen M.J.M., Kros J., de Vries W. (2004). Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. Alterra-rapport 953. Alterra, Green World Research, Wageningen. <https://edepot.wur.nl/24631>.
- Vandekerckhove K., De Saeger S., Thomaes A., De Keersmaecker L., Oosterlynck P., Van Oost F., Jacobs I. (2016). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 4: De bossleutel: versie 1, maart 2016. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; INBO.R.2016.11613777.
- Vanden Borre J., De Keersmaecker L., Neirynck J. (2024a). Advies over kritische depositiewaarden voor stikstof in regionaal belangrijke biotopen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.4532. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/advies-over-de-kritische-depositiewaarden-voor-stikstof-voor-regionaal-belangrijke-biotopen>.
- Vanden Borre J., De Keersmaecker L., Neirynck J., Oosterlynck P., Wuyts K. (2024b). Advies over het gebruik van de kritische depositiewaarden in het natuur- en stikstofbeleid. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.4884. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/advies-over-het-gebruik-van-de-kritische-depositiewaarden-in-het-natuur-en-stikstofbeleid>.
- Vanden Borre J., Neirynck J., De Keersmaecker L. (2024c). Advies over de herziening van de kritische depositiewaarden voor stikstof voor de Vlaamse habitattypes. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.4770. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/advies-over-de-herziening-van-de-kritische-depositiewaarden-voor-stikstof-voor-de-vlaamse-habitattypes>.
- Vitousek P.M., Menge D.N., Reed S.C., Cleveland C.C. (2013). Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368: 20130119. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0119>.
- VMM (2023). Tweede voortgangsrapport over het Vlaams Luchtbeleidsplan 2030. Vlaamse Milieumaatschappij. <https://vmm.vlaanderen.be/publicaties/vlaams-luchtbeleidsplan-2030-voortgangsrapport-2023>.
- VMM (2024). Impact van verzuring en vermessing op ecosystemen. Vlaamse Milieumaatschappij. <https://vmm.vlaanderen.be/feiten-cijfers/lucht/overzicht-per-vervuilende-stof/stikstof/indicator-impact-verzuring-en-vermessing-op-ecosystemen>.
- VR (2019). Vlaams Luchtbeleidsplan 2030. Maatregelen voor de verbetering van de luchtkwaliteit in Vlaanderen. Vlaamse Regering 2019 2510 MED.0359/2. <https://omgeving.vlaanderen.be/sites/default/files/2021-12/Luchtbeleidsplan%202030.pdf>.
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M., Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2011.1, Brussel.
- Wamelink W., van Dobben H., van der Zee F., van Hinsberg A., Bobbink R. (2023). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000; Herziening 2023. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3272. <https://edepot.wur.nl/633179>.
- Warfvinge P., Sverdrup H. (1992). Modelling regional mineralogy and weathering rates. In: Kharka Y., Maest A. (Eds.), *Proceedings of the 7th International Symposium on water-rock interaction*, held in Utah, 13–19 July, 1992, 49–53.

[illegible]

Zwaenepoel A. (1993). Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen. <http://hdl.handle.net/1854/LU-8565594>.

////////////////////////////////////



## Bijlage 1. Uittreksel uit CCE Status Report 2022

De herziene kritische lasten per receptor en de beschrijving van de methodiek werden ingediend bij het Europese *Coordination Center for Effects*. Deze bijlage geeft de methodiek weer zoals gepubliceerd door Geupel et al. (2022)<sup>10</sup>.

## A.1 National report of Belgium (Flanders)

National Focal Centre:

Johan Neirynck  
Research Institute for Nature and Forest (INBO)  
Havenlaan 88 bus 73  
1000 Brussel  
[johan.neirynck@inbo.be](mailto:johan.neirynck@inbo.be)

Collaborating institutions:

Jeroen Staelens  
Flanders Environment Agency (VMM)  
Kronenburgstraat 45  
2000 Antwerp  
[j.staelens@vmm.be](mailto:j.staelens@vmm.be)

### A.1.1 Introduction

Belgium (Flanders) decided to answer the call for data 2021 because the former database was based on an outdated vegetation map and instructions from an old mapping manual (UBA, 1996). A new dataset was also required to corroborate the Flemish air abatement policy plan.

### A.1.2 Mapping of ecosystem types

A new vegetation map was produced for mapping CL from 4 EUNIS classes (B, E, F, G). The subdivision into the 4 envisaged classes was based on the INBO Biological Valuation Map (De Saeger et al., 2016). This map is achieved from a uniform field-driven survey of land cover and vegetation in the Flemish Region. The map is drawn at a detailed scale of 1/10.000 and land cover classes along with vegetation types are defined by an extensive list of legend units. The classification for the CL vegetation map was done by combining the relevant units (polygons) into 5 ecosystem types (deciduous and coniferous forest, heathland, grassland and coastal dunes). The total Flemish Eco Area amounted to 2218.6 km<sup>2</sup> (Table 1). By overlaying existing soil profile datasets with this vegetation map, a database of 1890 soil receptors, with vegetation types belonging to 4 EUNIS classes (B, E, F, G), was retained for critical load calculations.

<sup>10</sup> Geupel M., Loran C., Scheuschner T., Wohlgemuth L. (2022). CCE Status report 2022. Texte 135/2020. Coordination Centre for Effects, German Environment Agency, <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/cce-status-report-2022>.



## Nitrogen immobilization

Long-term sustainable immobilization of N ( $N_i$ ) was set to  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for all soil groups as recommended by the mapping manual (CLRTAP, 2017).

## Nitrogen uptake

Forests: annual average growth rates for the whole rotation length were calculated by SIM4tree (Borremans et al., 2014), which is mainly based on Dutch production yield tables (Jansen et al., 1996). The computed growth rates varied depending on the soil quality (texture, drainage status, profile), as indicated by the Belgian soil legend. Wood (stem) concentrations for steady-state conditions were retrieved from literature (de Vries et al., 1991; Jacobsen et al., 2002; Staelens et al., 2006; van der Salm and de Vries, 2000). Nitrogen uptake was set to zero for (permanent) forest clearings, scrubland, thickets, transitional woodland-scrubland and young plantations or natural regenerations consisting of unidentified tree or shrub species.

Non-forest (semi-)natural ecosystems: net uptake through extensive management for heathland, dystic meadows and eutrophic fresh grasslands (nitrogen and base cation concentrations) were obtained from German CL studies (Posch et al., 2001; Schlutow et al., 2018). Nitrogen uptake was set to zero for rush dominated pastures, dune slacks, shifting coastal dunes, in-land dune pioneer grasslands and coastal stable dune grassland.

## Denitrification

The denitrification factor  $f_{de}$  was determined based on soil texture and drainage status (de Vries et al., 1993; Reinds et al., 2001; Staelens et al., 2006).

### A.1.5 Critical loads of acidity

Critical load function of acidity ( $CL_{acid}$ )

The critical load of acidifying sulphur and nitrogen deposition for the envisaged ecosystem types was calculated, using the critical load function (CLF) with a deposition-dependent denitrification. The CLF is quantified by  $CL_{max}(S)$  (eq. V.22 of the mapping manual),  $CL_{min}(N)$  (eq. V.25) and  $CL_{max}(N)$  (eq. V.26).

### Chemical criteria and the critical leaching of Acid Neutralizing Capacity (ANC)

The critical leaching acid neutralizing capacity ( $ANC_{le,crit}$ ) was calculated using critical  $Bc/Al$  ratios ( $(Bc/Al)_{crit}$ ), related to a 20% growth impact (eq. V.31 along with information found in Table V.8 from the mapping manual). For forests, species-specific ratios were used, depending on the dominant tree species, with values ranging from 0.3 to 6 (Sverdrup and Warfvinge, 1993). For grasslands and heathland, the  $(Bc/Al)_{crit}$  of 1 and 0.8, respectively, were adopted from the national report of the Netherlands (Posch et al., 2001).

## Parent material

The subdivision of soil receptors into parent material classes was based on Table V 15 (CLRTAP, 2017). The Belgian soil legend was converted into the FAO soil classification (1990) using the correlation legend for the Belgian soil map (Langohr et al., 2002).

////////////////////////////////////

## Weathering depth

The rooting depth in the weathering rate estimation ranged from 0.35 to 0.8 m, depending on the vegetation type (Table V.13 from the manual).

Weathering rate of base cations ( $W_{BC}$ )

Non calcareous soils: the approximate weathering rate for a soil depth  $z$  (in meter) is computed using eq. V.40, using weathering rate classes as function of texture and parent material classes (Table V.16, CLRTAP, 2017).

Calcareous soils: an estimate of the calcite weathering rate was made based on the look-up table from the manual (Table V.10).

$W_{BC,soil}$  was calculated by multiplying  $W_{BC,soil}$  with a factor between 0.70 for poor sandy soils and 0.85 for rich (sandy) soils.

Gibbsite equilibrium constant ( $K_{gibb}$ )

The choice of  $K_{gib}$  was based on measured C concentrations in the soil profile (Table V.9 from the manual).

### Base cation and chloride deposition

The sea-salt corrected total deposition of *Bc* and *Cl* were derived from wet-only collector data using the methodology of Downing et al. (1993) and Draaijers et al. (1997). Total seas-salt corrected deposition of *Bc* varied between 244 and 320 eq ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>.

## Base cation uptake

For semi-natural vegetation and forests a similar approach was followed as for nitrogen uptake. Base cation uptake was constrained according to equation V.45 ( $BC_{min}$  in soil solution =  $0.01 \text{ mol}_e \text{ m}^{-3}$ ). In case of violation of this criterion (when base cation supply by weathering or atmospheric inputs was too low), base cation uptake had to be adjusted. Subsequently, nitrogen uptake rates were adjusted respecting the vegetation-specific ratios.

### A.1.6 Results

Coniferous forests and heathlands have the lowest  $CL_{eut}N$  over the whole range (Table 3). The soils supporting these ecosystems are coarse sandy and have low denitrification values. They occur especially in the northern part of Flanders where large nitrogen depositions occur due to presence of animal husbandry. The median  $CL_{eut}N$  values from deciduous forests, grasslands and coastal dunes are above  $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Soil receptors from deciduous forests and grasslands are more variable in texture and have also conspicuously higher  $f_{de}$  values, resulting in higher  $CL_{eut}N$  values.

With regard to  $CL_{max}(S)$  and  $CL_{max}(N)$ , the ecosystem types heathlands and coniferous forest are most sensitive to acidification. However, also the 5th and first quartiles from (dystric) grasslands and deciduous forests are low, indicating their presence on soils with low buffer capacity. The larger part of deciduous forest and grasslands are growing on better buffered soils, with a large clay content and high denitrification fractions, alleviating acidification effects. Soil receptors in coastal dunes are rich in calcite.

////////////////////////////////////

Table 3. Percentile distribution of  $CL_{eut}N$ ,  $CL_{max}(S)$ ,  $CL_{min}(N)$  and  $CL_{max}(N)$  for the 5 ecosystem types (in  $\text{eq ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ).

| Ecosystem type    |      | $CL_{eut}N$ | $CL_{max}(S)$ | $CL_{min}(N)$ | $CL_{max}(N)$ |
|-------------------|------|-------------|---------------|---------------|---------------|
| Deciduous forest  |      |             |               |               |               |
|                   | 5th  | 643         | 323           | 71            | 1025          |
|                   | 25th | 902         | 1187          | 382           | 2489          |
|                   | 50th | 1065        | 2595          | 465           | 5987          |
|                   | 75th | 1227        | 4010          | 513           | 9615          |
|                   | 95th | 1485        | 14270         | 715           | 46351         |
| Coniferous forest |      |             |               |               |               |
|                   | 5th  | 480         | 234           | 339           | 747           |
|                   | 25th | 482         | 380           | 401           | 884           |
|                   | 50th | 543         | 443           | 413           | 1083          |
|                   | 75th | 654         | 596           | 463           | 1385          |
|                   | 95th | 896         | 2533          | 660           | 6437          |
| Grassland         |      |             |               |               |               |
|                   | 5th  | 560         | 205           | 458           | 927           |
|                   | 25th | 1029        | 269           | 610           | 1140          |
|                   | 50th | 1313        | 1037          | 921           | 2570          |
|                   | 75th | 1457        | 1600          | 921           | 4565          |
|                   | 95th | 1635        | 2926          | 921           | 10312         |
| Heathland         |      |             |               |               |               |
|                   | 5th  | 397         | 588           | 354           | 1046          |
|                   | 25th | 425         | 619           | 385           | 1186          |
|                   | 50th | 436         | 646           | 385           | 1376          |
|                   | 75th | 457         | 692           | 385           | 1686          |
|                   | 95th | 457         | 1284          | 385           | 2535          |
| Coastal dunes     |      |             |               |               |               |
|                   | 5th  | 699         | 1236          | 71            | 1445          |
|                   | 25th | 803         | 3445          | 71            | 6208          |
|                   | 50th | 1428        | 5540          | 71            | 6249          |
|                   | 75th | 1999        | 5561          | 395           | 9484          |
|                   | 95th | 2142        | 11756         | 921           | 18091         |

### A.1.7 References

Bonten L.T.C., Reinds G.J., Posch M. (2016). A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software*, 79, 75-84.

Borremans L., Jaxsens P., Dalemans F., Van de Peer T., Aertsen W., Aerts R., Van Orshoven J., Muys B. (2014). Verdere ontwikkeling van de Sim4Tree tool. Eindrapport na fase 5a. KOBÉ-rapport. Agentschap voor Natuur en Bos en Inverde.

CLRTAP (2017). Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

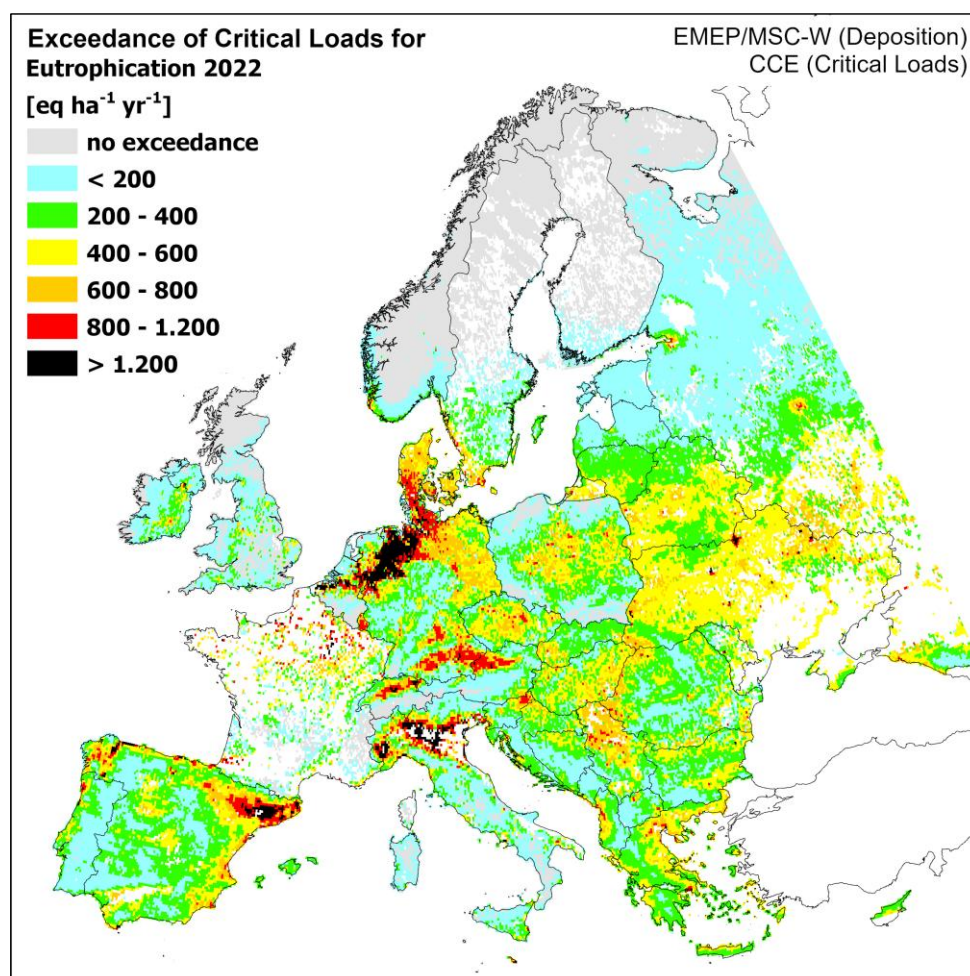
////////////////////////////////////

Schlutow A., Nagel D.-N., Bouwer Y., (2018). Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 - 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP). UBA 60, 154 pp.

## Bijlage 2. Uittreksel uit EMEP Status Report 2024

Onderstaande figuren tonen de Europese overschrijdingskaarten uit het EMEP-rapport gepubliceerd in 2024<sup>11</sup>. Deze overschrijdingen zijn bepaald op basis van EMEP-deposities voor 2022 (0,1° x 0,1° resolutie) en kritische lasten volgens Geupel et al. (2022)<sup>12</sup>. Hiervoor werden de kritische lasten van vermist en verzuring verkregen uit deze studie gerapporteerd aan het CCE, naar aanleiding van een *call for data*. De overschrijding in een rooster cel is de *Average Accumulated Exceedance* van alle ecosystemen (receptoren) per cel of ecogrid die samenvalt met de rooster cellen van het EMEP-model.

De overschrijding is voor zowel verzuring als vermisting uitgedrukt in equivalenten ( $\text{eq} = \text{moles of charge} = \text{mol}_c$ ). Dit is hetzelfde als een zuurequivalent ( $\text{Zeq}$ ), waarbij  $1 \text{ eq N} = 0,01407 \text{ kg N}$ .



<sup>11</sup> CLRTAP (2024). Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP Status Report 1/2024. [https://emep.int/publ/reports/2024/EMEP\\_Status\\_Report\\_1\\_2024.pdf](https://emep.int/publ/reports/2024/EMEP_Status_Report_1_2024.pdf).

<sup>12</sup> Geupel M., Loran C., Scheuschner T., Wohlgemuth L. (2022). CCE Status report 2022. Texte 135/2020. Coordination Centre for Effects, German Environment Agency, <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/cce-status-report-2022>.

