



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Opmaak liggingsplan voor laantjes in de Kalkense meersen en het Paardenbroek

Laantjes in functie van het bereiken van een geschikte
abiotiek voor de ontwikkeling van botanisch grasland

Van Ryckegem Gunther, Michels Helen en Van den Bergh Erika

Auteurs:

Van Ryckegem, Gunther, Michels, Helen en Van den Bergh Erika
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

Gunther.vanryckegem@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Ryckegem, Gunther, Michels, Helen en Van den Bergh Erika (2013). Opmaak liggingsplan voor laantjes in de Kalkense meersen en het Paardenbroek. Laantjes in functie van het bereiken van een geschikte abiotiek voor de ontwikkeling van botanisch grasland. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.7). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2013/3241/026

INBO.R.2013.7

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Laantje in Molenmeers (Kalkense meersen) (foto G. Van Ryckegem)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) - Scheldeproject. Gebr. Van Eyckstraat 2-6, 9000 Gent. Bestek nr. ANB/OV/Scheldeproject/2011/18. Contactpers. D. Decleyre.



Opmaak liggingsplan voor laantjes in de Kalkense meersen en het Paardenbroek

Laantjes in functie van het bereiken van een geschikte
abiotiek voor de ontwikkeling van botanisch grasland

**Van Ryckegem Gunther, Michels Helen en Van den Bergh
Erika**

Dankwoord/Voorwoord

Speciale dank gaat naar Natuurpunt VZW voor de mogelijkheid te bieden om onze detailstudie uit te voeren op hun perceel.

Dank aan collega's voor de input bij het tot stand komen van dit rapport: Piet De Becker, Els De Bie, Wim Mertens, Alexander Van Braeckel, Bart Vandevoorde en Jeroen Speybroeck.

Samenvatting

De Kalkense meersen en het Paardenbroek worden ingericht in het kader van het geactualiseerde Sigmaplan als binnendijks wetland. Het gehele gebied moet evolueren naar een mozaïek van natte graslanden, struwelen, riet, verlandingszones en open water. In functie van de beoogde doelstellingen is het nodig om te vernatten. Dit zal gebeuren door het opstuwen van het oppervlaktewater waarbij de hogere wintergrondwatertafel langer wordt aangehouden in het voorjaar. In de botanische graslanden beogen de hydrologische ingrepen een maximale invloed van gebufferd (grond)water. In zwak gebufferde systemen is het nodig om voorzieningen te treffen voor de afvoer van zuur regenwater. Dit zuurdere regenwater kan immers als een lens drijven op het grondwater waardoor in de wortelzone zuurdere omstandigheden optreden. Deze verzuring kan resulteren in veranderingen in de vegetatiesamenstelling. Een zuurdere toplaag kan ook resulteren in een verandering (vermindering) van de bodemfauna. Dit bodemfauna aspect is een belangrijk aandachtspunt in het weidevogelgebied afgebakend in het studiegebied.

In het studiegebied vertonen héél wat percelen laantjes (ondiepe greppels) die zorgen voor oppervlakkige regenwaterdrainage binnen de percelen. De noodzaak om deze laantjes te herstellen en te onderhouden vormt het onderwerp van deze studie. Specifiek onderzoeken we de noodzaak ervan als noodzakelijke structuren om bodemverzuring te mitigeren door afvoer van zuur regenwater.

De doelstelling van deze studie is de opmaak van een uitvoeringsplan voor de aanleg, het herstel en onderhoud van laantjes voor oppervlakkige regenwaterdrainage in de Kalkense meersen en het Paardenbroek. Het eindresultaat is een onderbouwd liggingsplan met prioriteitenbepaling voor de aanleg, herstel en vervolgens het onderhoud van de laantjes, nodig voor het behalen van de botanische doelstellingen. De studie beoogt het aanduiden van de specifieke tracés van individuele laantjes met vuistregels voor de technische uitwerking, evenwel zonder een gedetailleerd technisch plan voor de uitgravingen.

Een inventarisatie van de huidige en historisch functionele laantjes toont dat er in de Kalkense meersen een oude traditie is van ontwatering en bevoeiing door middel van laantjes. In de Kalkense meersen, Paardenbroek en Paardeweide (geen onderdeel van deze studie) werden 1335 laantjes gekarteerd (ArcGis), samen goed voor 111 km detailontwatering. In Paardenbroek zijn maar enkele laantjes aanwezig. De totale lengte aan laantjes in de Kalkense meersen is ongeveer 98 km. Ongeveer 46 km laantjes is gelegen in zones die geen natuurdoeltype nastreven waarvoor deze begreppeling nodig is. Echter in heel wat zones sluiten de natuurontwikkelingsdoelen nauw aan bij de eeuwenoude hooilandpraktijk.

De verzuringsgevoeligheidsanalyse toont dat de botantische doelzones en het weidevogelgebied in de Kalkense meersen een eerder lage verzuringsgevoeligheid hebben. Dit betekent wellicht dat de perceelsbegreppeling er niet zozeer op gericht was om verzuring te vermijden maar eerder praktisch geweest is om de bewerkbaarheid en productie van de hooilanden te verbeteren. Ook in de detailstudie waarbij een hersteld en niet-hersteld perceel vergeleken werden, konden geen duidelijke effecten van de laantjes op de zuurgraad of conductiviteit aangetoond worden. Er zijn aanwijzingen dat de drainage efficiënter is in het herstelde perceel. Een ecohydrologische analyse combineerde de verzuringsgevoeligheidsanalyse, de veldkartering van regenwaterlenzen en de grondwatermodelleringsoutput van een vernattingsscenario om de meest gevoelige zones naar verzuring en noodzaak tot oppervlakkige drainage in kaart te brengen. Oppervlakkige drainage werd beschouwd omdat het hoofddoeltype Dotterbloemgrasland niet gebaat is met langdurige overstromingen of te hoge grondwaterstanden.

Op basis van verzamelde inzichten werd een voorstel tot herstel, aanleg en onderhoud van de laantjes in de botanische graslandzones en het weidevogelgebied geformuleerd. Alle resultaten werden gevisualiseerd in ArcGis waarbij aan elk laantje een herstel- en onderhoudsprioriteit werd toegekend. De studie adviseert het herstel van 16 km laantjes. Het betreft de laantjes die momenteel niet tot zeer slecht onderhouden zijn en volgens de ecohydrologische analyse een hoge prioriteit hebben als drainage en/of anti-verzuringsmaatregel. Er werden een aantal zones geïdentificeerd waar momenteel geen laantjes aanwezig zijn maar waar resultaten van de ecohydrologische analyse een (beperkte!) nood aanwijzen. In deze zones wordt de aanleg niet prioritair beschouwd. Het onderhoud wordt in de Kalkense meersen niet als intensief beschouwd. Voor 6 km laantjes in de meest gevoelige percelen (relatief want algemeen is er dus lage gevoeligheid) wordt een 5-jaarlijks rotatieonderhoud voorgesteld. De minder prioritaire laantjes krijgen een onderhoudsronde om de 8-20 jaar voorgesteld, te verdelen over ruim 50 km oppervlakkige perceelsbegreppeling.

Een stappenplan en vuistregels beschrijven de 'best practice' voor het herstel- en onderhoudsbeheer van de laantjes. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen laantjes in de botanische doelzones en in het weidevogelgebied.

Abstract

To assess the risk of acidification after wetland restoration, two areas that are subject to the Sigma Plan (www.sigmaplan.be), 'Kalkense Meersen' and 'Paardenbroek', were investigated. For the botanically valuable grasslands (mainly Calthions and species-rich lowland grassland), the hydrological restoration aims at raising the groundwater table and increasing the influence of buffered groundwater in the root zone to counteract possible acidification. Acidification is also unfavorable for the benthic fauna, which is the food source for the birds. This is especially relevant in areas designated to be managed in favour of meadow birds. At present, nearly all grassland lots have small drainage ditches (< 30-40 cm depth). These ditches (could) have several functions, as discussed in a literature review. One of these is draining acid rain. This study investigates the need to restore and maintain these ditches in order to mitigate or prevent acidification after raising the groundwater table.

A map was produced with all surface ditches within the grassland lots. In total, 98 km of ditches were mapped within the study area, of which 46 km were situated in zones which are not designated as to be managed towards botanical grassland or meadow bird goals.

Based on soil type, groundwater and seepage data, surface rain water, electromagnetic conductivity measurements and chemical soil samples, the acidification risk appeared to be generally low in both areas of investigation. A sensibility map was produced. In addition, a field experiment comparing a restored and not restored lot was conducted to determine the influence of surface ditches on soil water pH, soil conductivity and drainage efficiency. No effects were found on either soil water pH or conductivity changes perpendicular on the ditches, while the role of the ditches for effective rain water drainage was apparent.

Based on literature insights, the mapped sensibility for acidification, the field experiment and the groundwater model output of the restoration scenario, a map was produced assigning priorities for restoration and ditch maintenance at lot level. A best practice guidance for ditch restoration and maintenance is provided, including guidelines for the creation of ditches in grasslands with set botanical targets as well as in grasslands designated for meadow birds.

Inhoud

Dankwoord/Voorwoord	4
Samenvatting.....	5
Abstract	6
1 Inleiding.....	11
2 Literatuurstudie	12
2.1 Inleiding	12
2.2 Lokaal belang van laantjes in een hydrologisch-ecologische context	12
De functie van laantjes	12
2.2.1.1 Drainage.....	12
2.2.1.2 Bevloeiing	12
2.2.1.3 Habitat weidevogels	13
2.3 Historische context van laantjes in het studie gebied	13
2.4 Beoogde botanische doeltypes.....	15
2.5 Verzuring van de bodem en het effect van beheersmaatregelen hierop	16
Definitie en oorzaak van bodemverzuring.....	17
Effecten van verzuring in de bodemomgeving.....	17
Buffercapaciteit.....	17
Redoxtoestand.....	17
Beheermaatregelen en relatie tot verzuring	18
2.5.1.1 Verhogen van het grondwaterpeil.....	18
2.5.1.2 Drainage.....	18
2.5.1.3 Bevloeiing	19
3 Gebiedsdekkende verzuringsgevoeligheidsanalyse	20
3.1 Inleiding	20
3.2 Huidige zuurtegraad	20
Zuurindicatiegetal	20
Zijn er aanwijzingen voor verzuring?	22
Bodemconductiviteit	23
Bodem-pH.....	25
3.3 Verzuringsgevoeligheid	26
Bodemtype.....	26
Grondwater	26
CEC - bufferend vermogen van de bodem	26
Kaartopbouw	28
3.3.1.1 Verzuringsgevoeligheid op basis van bodemtype.....	28
3.3.1.2 Verzuringsgevoeligheid op basis van CEC, EC en grondwaterkaart.....	28
4 Locatie en staat van laantjes	29
4.1 Inleiding	29
4.2 Materiaal en Methode	29
Digitalisatie hydrologisch netwerk in ArcGIS	29
Controle digitalisatie op het terrein.....	29
4.3 Digitalisatie en afwerking	29
4.4 Gebruikte parameters lijnenkaart 'Digilineveld'	29
Type waterlichaam	29
Lengte.....	29
Onderhoudstaat laantje	29
Richting afwatering	30
Aanwezigheid water in laantje	30
Bespreking kaart.....	30
5 Detailbeschrijving van de hydrologie.....	31
5.1 Inleiding	31
5.2 Materiaal en methode.....	32
Locatie en korte beschrijving studiegebied	32
Hydrologische gelaagdheid perceel.....	34
Effect van laantjes op hydrologische gelaagdheid - raai	35
Verandering in grondwaterstand in functie van laantjes en Bellebeek	36
5.3 Resultaten en discussie.....	37
Beschrijving van de percelen:	37

	Hydrologische gelaagdheid perceel.....	37
5.3.1.1	Conductiviteit 0-20 cm	37
5.3.1.2	Conductiviteit 20-40 cm.....	38
5.3.1.3	Conductiviteit 40-60 cm.....	38
	Verandering gelaagdheid in functie van afstand tot laantjes	40
5.3.1.4	Data.....	40
5.3.1.4.1	Conductiviteit	40
5.3.1.4.2	pH	42
	Verandering in grondwaterstand in functie van de afstand tot de laantjes en de Bellebeek	44
5.3.1.5	Neerslagdata	44
5.3.1.6	Grondwaterstanden	44
6	Ecohydrologische analyse.....	49
6.1	Inleiding	49
6.2	Methode	49
6.3	Resultaten	51
	Dottergraslanden	51
	Vossenstaartgrasland.....	51
	Zilverbeschoongraslanden	51
	Kamgraslanden.....	51
7	Liggingsplan	53
7.1	Inleiding	53
7.2	Methode	53
	Herstel	53
	Onderhoud.....	53
7.3	Resultaat	54
	Herstel	54
	Aanleg.....	54
	Onderhoud.....	56
8	Conclusies en praktische aanbevelingen.....	57
8.1	Conclusies.....	57
8.2	Vuistregels Herstel	58
	Herstel laantjes in botanische NDT zones	58
	Herstel laantjes in weidevogelgebied	59
8.3	Vuistregels Onderhoud	59
9	Referenties	61
	Bijlage 1: Kaarten.....	64
	Bijlage 2: Analyse resultaten.....	88

overzicht Figuren

Figuur 2-1 – niche pH dottergraslanden (data SynBioSys, Wamelink, 2006). Associaties van I. nr. r. Veldrus ass., Harlekijn & Ratelaar ass., Echte koekoeksbloem en Gevleugend hertschooi ass., Boterbloemen en waterkruiskruid ass., Bosbies ass. en Gewone engelwortel & Moeraszegge ass.(n = aantal metingen) 16

Figuur 2-2 - A: Perceel zonder herstellende laantjes met neerslag en zure regenwaterlens die drijft bovenop het mineraalrijkere grondwater, opbollingseffect afhankelijk van bodemtype. B: Perceel met laantjes: irrigatie (bij lage oppervlaktewater peilen) en bevoeiing (bij hogere oppervlaktewaterpeilene) en met nog slechts een verwaarloosbare regenlens door de laantjes die selectief dit water naar de sloten brengen. 19

Figuur 3-1. Boxplot voor zuurindexgetal in opnames van Heirman en Martens..... 22

Figuur 3-2 – bodemconductiviteit (EC) per bodemtype. Textuur: E: Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei. Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden met zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling..... 23

Figuur 3-3. Polygonen gebruikt voor de EC-interpolatie – verzuringsgevoeligheid analyse..... 24

Figuur 3-4 - Relatie tussen zuurindexgetal en bodempH. $R^2 = 0.14$, $p = 0.05$ 25

Figuur 3-5 – pH waarden per bodemtype (gemiddelde $\pm$ 2SE).Textuur: E: Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei. Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met

reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden met zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling.....	25
Figuur 3-6 - buffercapaciteitsswaarden (CEC) voor de verschillende bodemtypes (gemiddelde $\pm$ 2SE).. Textuur: E: Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei. Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden met zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling	27
Figuur 3-7 – relatie tussen buffercapaciteit (CEC) en conductiviteit	27
Figuur 3-8 – relatie tussen CEC en pH.....	27
Figuur 5-1. Situering detailstudie perceel. Gelegen langsheen de Bellebeek. Nummering van filterbuizen (groene bollen).....	32
Figuur 5-2. Bodem en hoogteligging van het studiegebied - detailstudie	33
Figuur 5-3. Topografische opmetting van de dwarsraaien. Getoond van oost naar west. De drainagestructuren zijn zichtbaar.....	33
Figuur 5-4. Topografische opmettingen van de drainage structuren in de studiepercelen. Getoond van zuid naar noord (richting Bellebeek).....	34
Figuur 5-5– meetpunten prikstokmetingen (conductiviteit)	35
Figuur 5-6–Rhizon sampler	36
Figuur 5-7. Conductiviteit bodem ($\mu\text{S}/\text{cm}$) op verschillende dieptes zoals bepaald met de prikstok. Klassegrenzen volgens legende.....	39
Figuur 5-8 – gemiddelde conductiviteit per diepte cm 20= 0-20 cm, cm40= 20-40 cm, cm60=40-60 cm.	39
Figuur 5-9 – boxplots voor gemeten conductiviteiten op diepte 0-20 cm. H = hogere gelegen delen, L =lager gelegen delen; O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld)	39
Figuur 5-10 - boxplots voor gemeten conductiviteit op diepte 20-40cm. O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld).....	40
Figuur 5-11 – boxplots voor gemeten conductiviteiten gemeten op 40-60 cm. H = hogere gelegen delen, L =lager gelegen delen; O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld).....	40
<i>Figuur 5-12–boxplots met mediane conductiviteit per locatie en per diepte. 0= gemeten in het laantje, 1 = meting dichtst bij het laantje; 2= meting meest verwijderd van het laantje.....</i>	41
Figuur 5-13 - boxplots met mediane conductiviteit gemeten in april per laantje en voor beide percelen. 1 =raai op hersteld perceel; 2= raai op niet hersteld perceel	42
Figuur 5-14 – boxplots met mediane pH gemeten op de verschillende dieptes.	43
Figuur 5-15 - boxplots met mediane pH gemeten per raai. 1 =meest zuidelijke raai op hersteld perceel; 2= raai op niet hersteld perceel, raai 3= meest noordelijke raai op hersteld perceel	43
Figuur 5-16 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 1. Pb 1 en 6 zijn metingen in de laantjes. situering pb zie Figuur 5-1	45
Figuur 5-17 - Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 2. Merk op dat Peibuis 11 en 12 van 4/05/2012 tot 11/05/2012 defect waren (situering pb zie Figuur 5-1).	46
Figuur 5-18 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) filterbuizen loodrecht op Bellebeek (pb 13 nabij Bellebeek; pb 15 halfweg herstellde perceel, pb 14 tussenin – situering pb zie Figuur 5-1). ..	46
Figuur 5-19 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 3. (situering pb zie Figuur 5-1).....	47
Figuur 5-20 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) Bellebeek (pb 0)	47
Figuur 5-21 boxplot waterstandsverlaging: verschil in waterstand (mTAW) tussen waterstand gemeten op 7/06/2012 (neerslag periode) en 10/06/2012 (droog) voor herstellde perceel en onhersteld perceel ($F_{1,8} = 7.6$ $p = 0.02$).....	48
Figuur 7-1. Situering van zones met mogelijke noodzaak om laantjes aan te leggen ifv botanische natuurdoelstellingen.....	55
Figuur 8-1. Twee mogelijke herstelvarianten van laantjes.....	58
Figuur 8-2. Greppelfrees aan Softrak (moerastractor) van Natuurpunt VZW aan het werk.....	59

1 Inleiding

Het beoogde studiegebied binnen de Kalkense meersen en het Paardenbroek wordt ingericht als binnendijks wetland. Het gehele gebied moet evolueren naar een mozaïek van natte graslanden, struwelen, riet, verlandingszones en open water. In functie van de beoogde doelstellingen is het nodig om te vernatten. Dit zal gebeuren door het opstuwen van het oppervlaktewater waarbij de hogere wintergrondwatertafel langer wordt aangehouden in het voorjaar. In de botanische graslanden beogen de hydrologische ingrepen een maximale invloed van gebufferd (grond)water. In zwak gebufferde systemen is het nodig om voorzieningen te treffen voor de afvoer van zuur regenwater. Dit zuurdere regenwater kan immers als een lens drijven op het grondwater waardoor in de wortelzone zuurdere omstandigheden optreden en de aanvulling van de bovenste bodemlagen met basische kationen verhinderd wordt. Deze verzuring kan resulteren in ongewenste veranderingen in de vegetatiesamenstelling. Een zuurdere toplaag kan ook resulteren in een verandering (vermindering) in de bodemfauna.

In het studiegebied vertonen héél wat percelen laantjes (ondiepe greppels) die zorgen voor oppervlakkige regenwaterdrainage binnen de percelen. De noodzaak om deze laantjes te herstellen en te onderhouden vormt het onderwerp van deze studie. Specifiek onderzoeken we de noodzaak ervan als noodzakelijke structuren om bodemverzuring te mitigeren door afvoer van zuur regenwater.

De doelstelling van deze studie is de opmaak van een uitvoeringsplan voor de aanleg, het herstel en onderhoud van laantjes voor oppervlakkige regenwaterdrainage in de Kalkense meersen en het Paardenbroek. Het eindresultaat is een onderbouwd liggingsplan met prioriteitenbepaling voor de aanleg, herstel en vervolgens het onderhoud van de laantjes, nodig voor het behalen van de botanische doelstellingen. De studie beoogt het aanduiden van de specifieke tracés van individuele laantjes met vuistregels voor de technische uitwerking, evenwel zonder een gedetailleerd technisch plan voor de uitgravingen.

2 Literatuurstudie

2.1 Inleiding

In de onderstaande literatuurstudie wordt er gekeken naar het lokale (perceelsniveau) belang van laantjes in een historisch-ecologische context. Verder worden de belangrijkste standplaatsfactoren van de beoogde natuurdoeltypen beschreven. Tenslotte worden het probleem van bodemverzuring en het effect van beheersmaatregelen hierop nader bekeken.

2.2 Lokaal belang van laantjes in een hydrologisch-ecologische context

De belangrijkste functie van hooilanden was het voorzien van stalstrooisel (het minder kwalitatief maaisel) en wintervoeder voor het vee. Het vee produceerde mest voor op de akkers. Een productief hooiland heeft zeer specifieke hydrologische randvoorwaarden. De traditionele hydrologische ingrepen bij het hooilandbeheer in de Vlaamse valleien richtten zich vooral op het ontwateren van de percelen en soms ook op een combinatie van ontwateren en bevoeien. Tijdens de winterperiode werden percelen al dan niet gecontroleerd overstroomd. In de zomer streefde men naar een vochtige bodem, maar overstromingen waren ongewenst. Bovendien moest het bodemwater neutraal zijn. Om deze randvoorwaarden te realiseren zijn er door de eeuwen heen hooilandbeheersmaatregelen ontwikkeld specifiek voor de verschillende terreincondities. Eén ervan is het aanleggen en onderhouden van laantjes voor de detailontwatering en bevoeiing van hooilanden. Enerzijds raakten natte hooilanden in ongebruik met de komst van kunstmest. Het waterlopenstelsel werd verwaarloosd waardoor de percelen in het voorjaar moeilijker ontwateren. Anderzijds werden waterpeilen verlaagd en zijn verschillende hooilandcomplexen omgevormd tot akkers. Daarom werd de inrichting van het landschap zo aangepast dat men het ganse jaar door een veel lager grondwaterpeil kon bekomen (o.a. door bemaling). Hierdoor raakten heel wat traditionele landbouwmethoden in ongebruik, waaronder ook het gebruik van laantjes (Slabbaert et al., 2008).

De functie van laantjes

Afhankelijk van hun lokatie en het lokale gewenste habitattype kunnen laantjes verschillende functies vervullen:

- Drainage om verzuring door regenwater te voorkomen
- Drainage om overtollig (oppervlakte – of kwel) water te verwijderen
- Bevoeiing met basisch, voedselrijk water
- Verhoging van habitatdiversiteit in weidevogelgebieden

De drie eerste bullets zijn de primaire functies van de laantjes, de verhoging van habitat – of structuurdiversiteit kan gezien worden als secundaire functie van de laantjes.

Hoewel we ons in deze studie vooral zullen richten op het effect van laantjes op verzuring, belichten we hier kort ook de overige functies.

2.2.1.1 Drainage

Sommige vallei- of poldergebieden ontwateren moeilijk door de zware bodem (bv. Kalkense meersen). De drainage weerstand is groot en de drainage invloed van de grachten reikt hierdoor niet bijzonder ver. De landbouwer bracht de detailontwatering (laantjes) in de percelen aan om de oppervlakkige bodemlagen toch te kunnen ontwateren zonder de percelen te sterk te verdrogen. In de zomerperiode is tevens een vlotte afvoer van zuurder regenwater gewenst. De ondiepe greppels zorgden voor de efficiënte afvoer van dit water. De bodem van deze greppels is boven het gewenste grondwaterniveau gelegen en ze voeren uitsluitend overtollig water af **uit** de bovenste decimeters van de bodem. Het lichtzure water dat wordt afgevoerd wordt vermengd met het slootwater en zo geneutraliseerd.

Naast afvoer van lichtzuur water, kunnen laantjes ook gebruikt worden om langdurende inundatie en de bijhorende interne eutrofiëring te vermijden. In botanisch graslandbeheer is deze interne eutrofiëring niet gewenst. De relatie tussen vernatting en interne eutrofiëring is reeds uitvoerig onderzocht (bv. Lamers et al., 2005). De detailontwatering van percelen speelt hierbij mogelijk een belangrijke rol. De relatie tussen de aanwezigheid van laantjes en interne eutrofiëring is een interessant onderwerp dat nader onderzocht zou moeten worden, maar dat echter buiten de scope van dit project valt.

2.2.1.2 Bevoeiing

In sommige valleisystemen werd het grasland gecontroleerd overstroomd om te bemesten met het achterblijvende nutriënten- en mineraalrijk slib. Men streefde daarbij naar kortdurende overstromingen, bij voorkeur met bewegend water. Dit zorgde voor een aanvulling van de mineralenbalans maar verhinderde het massaal vrijkomen van fosfaat in de bodem waardoor ook het massaal kiemen van Pitrus verhinderd werd. Overstroming zorgde ook sporadisch voor een aanvulling van de grondwatertafel.

Een mogelijk bijkomend voordeel was dat de graswortels vorstvrij bleven wat resulteerde in een vroegere start van het groeiseizoen (Baaijens et al., 2012). Deze praktijk is in onbruik geraakt, maar relicten van zomerdijken

aanwezig in het landschap wijzen op deze functie van laantjes in de Kalkense meersen (Kaart 4; zie paragraaf 2.3).

Door het voorzien van drempels in de afwatering kunnen laantjes ook een functie hebben in het langer ophouden van een deel van het afstromende regenwater. Dit kan in drogere zomerperiodes dan terug infiltreren in het perceel. Deze functie kan lokaal de grondwaterpeilschommeling dempen. Deze functie is wellicht nooit een historisch motief geweest om detailontwatering op percelen te voorzien. In veel huidige hooilandcomplexen is de aanwezigheid van drempels wellicht het gevolg van 'modern' hydrologisch onderhoud. De baggerspecie wordt hierbij op de oevers gedumpt waardoor de afwatering van de laantjes naar de grachten verhinderd wordt. Anderzijds lijkt het huidige natuurbeheer deze gedempte afwatering (drempel in laantjes) hier en daar actief te ontwerpen om verdroging te bestrijden (gegraven laantjes in Kalkense meersen zijn met drempel aangelegd).

2.2.1.3 Habitat weidevogels

De aanwezigheid van laantjes zorgt indirect ook voor habitat- of structuurdiversiteit, die belangrijk is voor weidevogels. Het is goed voldoende aandacht te besteden aan deze functie want in de Kalkense meersen wordt immers ook een aanzienlijke oppervlakte weidevogelgebied voorzien (Van Ryckegem et al., 2008). Het belang van begreppeling heeft in deze zones wellicht ook een effect op de (bodem)fauna. Laantjes zorgen immers voor variatie in het reliëf. Dit microreliëf zorgt voor lokale hydrologische verschillen wat resulteert in kleinschalige vegetatieverschillen die tevens botanisch interessant zijn. Deze kleinschalige terreinvariatie is gunstig voor het weidevogelhabitat door variatie in vegetatiehoogte, doordringbaarheid voor de kuikens en bodemweerstand. Hierdoor kunnen nestgelegendheid en foerageerhabitat voor zowel adulte vogels als voor de kuikens op relatief korte afstand van elkaar voorkomen. Eglington et al. (2010) stellen vast dat de aanleg van ondiepe greppels, van ongeveer 2-3 m breed en 50 cm diep, een positief effect hebben op de overleving van Kievitkuikens, vooral naar het einde van het seizoen, wanneer deze greppels vaak nog de enige bron van water en beschikbaar voedsel zijn. De greppels of laantjes worden hier in de eerste plaats gebruikt voor het lokaal ophouden van regenwater (infiltreren) en bevoeien met oppervlaktewater (nutriënten aanvoer). Voor deze functies is het belangrijk dat deze greppels voorzien zijn van drempels en aangesloten zijn aan de lokale grachten met periodiek hogere waterpeilen. Maar hoewel vernatting vanuit de huidige landbouwpraktijk vaak gewenst is voor de weidevogelpopulatie, is verzuring nadelig voor de bodemfaunabiomassa, voedselbron voor de weidevogels (Kleijn et al., 2009). Als algemene richtlijn wordt er gesteld dat een pH lager dan 4.5 nefast is voor bodemfauna (Oosterveld, 2006).

2.3 Historische context van laantjes in het studie gebied

Oorspronkelijk werden laantjes vooral aangebracht om de opbrengst van het hooiland te verhogen (zie 2.2). Hierbij werden de laantjes enerzijds gebruikt om het hooiland te bevoeien en zo te bemesten en anderzijds om het te draineren indien nodig. De huidige laantjes in het studiegebied, zijn echter het resultaat van verschillende eeuwen landbouw. Door verandering in landbouwtechniek, landgebruik en hydrologie van het gebied, zijn een aantal van deze laantjes momenteel niet meer functioneel. Naar prioritering voor herstel is het belangrijk om hierin een beter inzicht te krijgen.

Laantjes die oorspronkelijk aangelegd werden om een perceel te bevoeien vanuit een rivierarm of beek die tegenwoordig droog staan, hebben bijvoorbeeld een lagere herstellprioritering. De percelen die actief bevoeid werden waren ook vaak bedijkt. Restanten van deze dijken zijn nog zichtbaar in het landschap of af te leiden uit digitale hoogtemodellen. De historische dijken werden gedigitaliseerd op basis van informatie uit het digitaal hoogtemodel, historische kaarten en op basis van Bogemans et al. (2009) (Kaart 4).

De laantjes in deze zones hadden voornamelijk een bevoeiingsfunctie. De evolutie van de functie van de laantjes kan deels worden gereconstrueerd op basis van historische kaarten en luchtfoto's. Interviewtechnieken met lokale landbouwers leveren doorgaans meer detailinformatie op maar dit valt buiten de scope van dit onderzoek.

Op de Ferraris kaart (1778) staat het merendeel van de gronden aangeduid als moerassige weiden (Bogemans et al., 2009 en Van Ryckegem et al., 2010). In delen van het gebied is er al een dicht drainagenetwerk zichtbaar. Dit bestaat vooral uit grachten en sloten. Laantjes zijn echter niet zichtbaar op deze kaart. Dit heeft waarschijnlijk meer te maken met de beperkte resolutie van de kaart dan met de effectieve afwezigheid van laantjes.

Vanaf de 19^{de} eeuw zijn er bewijzen van een gecontroleerd bevoeiingsysteem in functie van bemesting van landbouwgronden. Vanallemeersch et al. (2000) leiden af uit de kaart van Dépot de la Guerre (1890) dat er zich rondom de hooilanden dijken met spuigaten en afvoerbuizen bevinden. Laantjes die zich op deze percelen bevinden zullen er enerzijds toe bijdragen dat het water zich verspreidt over de percelen, maar zullen er anderzijds ook voor zorgen dat het water snel kan worden afgevoerd. Op basis van luchtfoto's en historische kaarten werd er een historische ecotopenkaart voor 1930 en 1960 gemaakt (Kaart 5 en Kaart 6) (Van Braeckel et al., 2012). In 1930 wordt heel het gebied als vloeisysteem aangeduid behalve hoger gelegen donken die boven de hoogwaterlijn lagen. In het Paardenbroek wordt het zuidelijke deel geclassificeerd als gecontroleerd

vloeisysteem. In 1960 daarentegen zien we dat delen langs de Oude Schelde arm en de rechtgetrokken Schelde als gecontroleerd vloeisysteem zijn aangeduid. Dit bevoeiingsysteem werd gebruikt tot in de jaren 60. Het gebruik is echter stopgezet omwille van vervuiling van de Schelde. Laantjes die oorspronkelijk vanhieruit werden gedraineerd of geïrrigeerd, zijn tegenwoordig niet meer functioneel. De rest van de Kalkense meersen fungeerde toen als een soort buitenpolder die af en toe bij extreem hoog water kon overstromen – in de ecotopenkaart is dit gebied als 'GOG' (Gecontroleerd OverstromingsGebied) benoemd. Eind jaren '70 van vorige eeuw werd er een pompgemaal in gebruik genomen om het gebied extra te draineren in functie van de landbouw en als bescherming tegen overstromingen (Van Ryckegem et al., 2010), de dijken werden verhoogd en de overstromingsfunctie voor het Scheldewater gold niet langer. Verdroging van het gebied heeft zich vermoedelijk vooral in deze periode doorgezet. Een deel van de laantjes die voordien 'broodnodig' waren, verloren toen wellicht (deels) hun functie. De beoogde toekomstige vernatting, in functie van de botanische doelstellingen, zou de drainagefunctie van sommige laantjes opnieuw nodig kunnen maken.

2.4 Beoogde botanische doeltypes

Binnen het studiegebied worden een aantal botanische natuurdoeltypes beoogd (Tabel 2-1). De belangrijkste grondwater afhankelijke graslanddoeltypes zijn Dotterbloemgrasland, Laag gelegen schraal hooiland, Zilverschoongrasland en Kamgrasgrasland (Kaart 15). De ecosysteemvisie (Van Ryckegem et al., 2010) voorziet in de afgeijnde polygonen vaak meerdere natuurdoeltypes. Dit komt omdat de verschillende graslandtypes vaak in elkaars nabijheid voorkomen en binnen eenzelfde perceel overgangsvormen kennen. Bovendien zijn de natuurdoeltypes plantengemeenschappen gedefinieerd op het niveau van vegetatieverbond en aggregeren dus verschillende associaties. Een vegetatieverbond heeft hierdoor een relatief brede ecologische amplitude. Om de verzuringsgevoeligheid te analyseren werd ervoor gekozen om te focussen op associaties die binnen het verbond voor de Kalkense meersen de vork in de gemiddelde grondwaterstand en standplaats pH vertonen. In Tabel 2-2 worden de associaties getoond waarvoor de ecohydrologische analyse werd uitgevoerd. Niet alle associaties die mogelijk wel kunnen voorkomen worden genoemd, zoals bv. Dotterbloemgrasland associatie met Waterkruid.

Tabel 2-1. Overzicht van het Meest Wenselijke Alternatief (regeringsbeslissing 22/07/05) voor de Cluster Kalkense meersen (Van Ryckegem et al., 2010)

DEELGEBIED	OPP (HA)	NATUURDOELTYPE	STREEF OPP. (HA)
Kalkense meersen	606.16	Meersengebied in het noorden	
		Dottergrasland (RBB)	200-250
		Overgangs- en trilveen (7140) + grasland met Molinia op kalkhoudende bodem en kleibodem (molinion) (6410)	30
		Laaggelegen, schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>) (6510)	100-150
		Rietland + Grote zeggevegetaties (RBB)	45-90
		Rietland (RBB) + voedselrijke zoomvormende ruigten (6430)	45
		Van nature eutrofe meren met vegetatie van type <i>Magnopotamium</i> of <i>Hydrocharition</i> (3150)	50
		Weidevogelgebied	
		Zilverschoongrasland, nat kamgras grasland, Kamgras grasland (RBB's), overgangsvveen + blauwgrasland (7140 + 6410)	180-200
Paardebroek	27.77	Dottergrasland (RBB)	15
		Voedselrijke zoomvormende ruigten (6430)	5

Tabel 2-2 - Geselecteerde associaties uit SynBioSys voor de ecohydrologische analyse

NATUURDOELTYPE	ASSOCIATIE
Dotterbloemgrasland	Harlekijn en Ratelaar
Dotterbloemgrasland	Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi
Grote vossenstaartgrasland	Grote pimpernel en weidelkervel
Zilverschoon/kamgras-grasland	Geknikte vossenstaart
Zilverschoon/kamgras-grasland	Moeraszoutgras en fioringras (Aardbeiklaver)

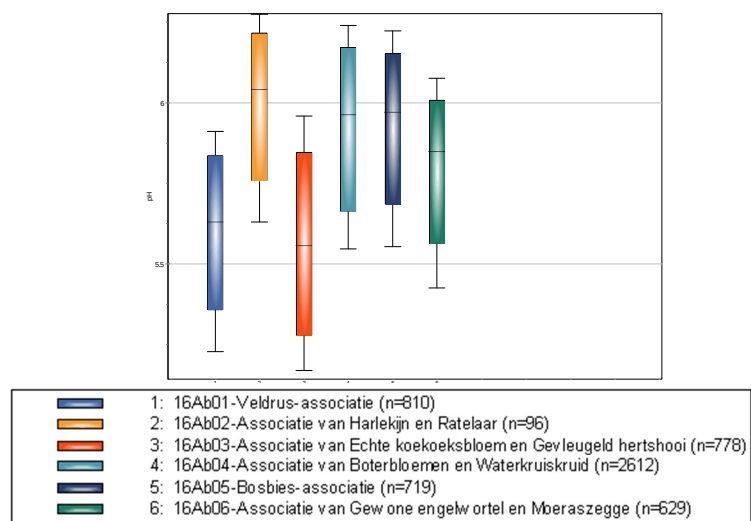
De geselecteerde associaties zijn gebaseerd op de Nederlandse vegetatie-indeling gebruikt als classificatiesysteem in SynbioSys. Deze indeling kan verschillen van de Vlaamse Systematiek (Zwaenepoel et al., 2002).

Alle beoogde vegetatie-associaties in de natte delen van de Kalkense meersen zijn types die van nature een gebufferde bodem verkiezen. De uitgangssituatie is dus dat verzuring van de standplaats op grotere schaal voor de optimale ontwikkeling van de types best vermeden wordt. Het lokaal voorkomen van kleinere regenwaterlenzen hoeft geen probleem te zijn voor het succesvol inrichten van het studiegebied. Kleinere geïsoleerde verzuringsvlekken kunnen de lokale diversiteit verhogen en behoeven geen dwingende inrichtingsmaatregelen.

Natuurdoeltype Dotterbloemgrasland

In het studiegebied komen momenteel soortenrijke dotterbloemhooilanden voor. Een vegetatiesociologische analyse van de bestaande opnames om ze toe te wijzen aan een associatie valt buiten het bestek van deze opdracht. Er komen graslanden voor met Grote ratelaar, Echte koekoeksbloem, Tweerijige zegge, Egelboterbloem, Veldrus, ... (voor een overzicht zie Degezelle et al., 2004). Alle associatiekensoorten zijn echter niet aanwezig en vaak zijn de huidige vegetaties te karakteriseren als rompgemeenschappen in het Dotterbloemverbond. Om de ecohydrologische analyse uit te voeren werd ervoor gekozen om de twee

'extreme' associaties te kiezen ten aanzien van de abiotische range binnen het studiegebied (bv. Figuur 2-1 – ecologische amplitude ten aanzien van pH). Hierbij staan de standplaatsen voor de Harlekijn – Ratelaar associatie voor de iets drogere types terwijl de Echte koekoeksbloem – Gevleugeld hertshooi associatie het nattere spectrum vertegenwoordigt in het Dotterbloemgrasland.



Figuur 2-1 – niche pH dottergraslanden (data SynBioSys, Wamelink, 2006). Associaties van 1. Veldrus ass., Harlekijn & Ratelaar ass., Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi ass., Boterbloemen en waterkruid ass., Bosbies ass. en Gewone engeltel & Moeraszegge ass. (n = aantal metingen)

Natuurdoeltype 'Laaggelegen Schraal Hooiland' - Vossenstaartgraslanden

Deze graslanden kunnen overstromen in de winter maar drogen in de zomer oppervlakkig uit. In vergelijking met de Dotterbloemhooilanden zakken de laagste grondwaterstanden dieper weg. In het studiegebied komen geen goed ontwikkelde Grote vossenstaartgraslanden voor (Degezelle et al., 2004). De zeldzaamheid van goed ontwikkelde vormen is vooral te wijten aan de zeldzaamheid van de differentiërende kensoorten waar de associaties naar benoemd zijn. Het type in basale vorm is vrij algemeen maar de kensoorten voor de associatie Kievitsbloem, Grote pimpinel, Weidekervel of Weidekerveltorkruid zijn bijzonder zeldzaam in Vlaamse context. Weidekerveltorkruid (*Oenanthe silaifolia*), een associatiekensoort (Zwaenepoel et al., 2002) werd door Gryseels & Heirman (1987) vermeld in de Kalkense meersen. Er ontbreken echter abiotische data voor deze relevante associatie/soort in SynBioSys. We hebben daarom gekozen om in het kader van deze studie te werken met de associatie van Grote pimpinel en Weidekervel.

Natuurdoeltype Zilver schoongraslanden en nat Kamgrasland

De standplaats van Zilver schoongraslanden situeert zich zelden in grote oppervlaktes maar is in de typische vorm een smalle gordel, vaak aan perceels- of grachttranden tussen de drogere en natte zone. Vaak worden de percelen begraasd en betreden (Zwaenepoel et al., 2002). Ook in de Kalkense meersen komt dit vegetatietype niet voor op perceelsniveau (Degezelle et al., 2004). Verscheidene kenmerkende soorten voor het verbond zijn aanwezig in de Kalkense meersen zoals Fioringras, Valse voszegge, Behaarde boterbloem, Krulzuring, Aardbeiklaver, Geknikte vossenstaart, Ruige zegge, Zilver schoon en Akkerkers. In de drogere zones (meer gedraineerd) van het begraasde perceel ontwikkelen zich dan de typische Kamgraslanden. In de Kalkense meersen is dit vegetatieverbond ook niet perceelsdekkend ontwikkeld en zijn er vooral rompgemeenschappen aanwezig. In de Kalkense meersen zijn geen referentiepercelen aanwezig voor de verschillende associaties. Als best aansluitende associaties kozen we voor de Zilver schoon associatie met Geknikte vossenstaart en voor de Kamgrasweide associatie. Deze beide types worden vooral beoogd in toekomstige begrazingsblokken.

2.5 Verzuring van de bodem en het effect van beheersmaatregelen hierop

De bodem is de determinerende factor voor de beschikbare voorziening in voedsel en vocht voor de meeste plantensoorten. De eigenschappen van een bodem worden enerzijds bepaald door de bodembiota (bacteriën, schimmels, wormen etc.) en anderzijds door de abiotische bodemcondities zoals korrelgrootte, voedselrijkdom, hydrologie, zuurbufferend vermogen en organische stof. Alle bovengenoemde variabelen interageren met elkaar in een bodemvoedselweb en vormen de standplaatscondities voor de uiteindelijke vegetatie die zich ontwikkelt. Het zuurbufferend vermogen (buffercapaciteit) of anders gesteld de mate waarin verzuring kan

worden opgeheven in ons studiegebied is dus slechts één van de succesfactoren voor de ontwikkeling van de natuurdoeltypes.

Definitie en oorzaak van bodemverzuring

Verzuring treedt op als er een toename is van de concentratie aan waterstofionen, H^+ (protonen) in de bodem. Een effectieve verzuring vindt plaats wanneer de basische kationen netto uit de bodemoplossing verdwijnen (zie onder buffercapaciteit). De kationen aanvoer wordt kleiner dan de afvoer door uitspoeling naar diepere bodemlagen of door afvoer via maaisel. De oorzaak van bodemverzuring kan zowel natuurlijk als menselijk zijn. Via neerslagwater komen verzurende protonen in de bodem terecht. Dit neerslagwater is licht zuur door het opgeloste kooldioxide en arm aan basische kationen. Ook de fysiologische processen in de wortelzone werken verzurend in de bodemoplossing. Bij de opname van kationen scheiden planten namelijk protonen af. De natuurlijke bodemverzuring wordt in onze contreien versterkt door de mens. De verzurende stoffen zijn afkomstig van luchtvervuiling door emissie van zwaveldioxyden (SO_2), stikstofoxiden (NO , NO_x) en ammoniak (NH_3). Ze kunnen worden afgezet als natte depositie (regen, hagel, sneeuw) of droge depositie (absorptie gassen of bezinking of afzetting van zwevende deeltjes) (Menschaert et al., 2002; De Schrijver et al., 2012).

Effecten van verzuring in de bodemomgeving

Rechtstreeks heeft de verzuring ook een nefaste invloed op biodiversiteit (bv. planten ter hoogte van de huidmondjes) door zure depositie. Onrechtstreeks is verzuring van de bodem nefast voor zowel boven-als ondergrondse biodiversiteit (De Schrijver et al., 2012). De pH-veranderingen beïnvloeden de chemische en biologische bodemprocessen. Zeer kort geschetst treden de biologische veranderingen vooral op door wijzigingen in de microbiële gemeenschappen (in zuurdere bodems gedijen schimmels beter), met gevolgen voor de mineralisatie en biochemische processen, en hierop reageert de bodemfauna (Kemmers et al., 2010). De beschikbaarheid van nutriënten en mineralen wordt gewijzigd en in ernstige gevallen van verzuring kan directe (aluminium) toxiciteit optreden (zie onder) (bv. Delhaize & Ryan, 1995).

Buffercapaciteit

Afhankelijk van het bodemtype en de waterhuishouding beschikt de bodem over buffermechanismen die initieel het proces van verzuring kunnen tegengaan door verzurende protonen op te nemen. De buffercapaciteit geeft de mate aan waarin een bodem in staat is te compenseren voor veranderingen in deze zuurconcentraties. In de bodem zijn er verschillende mechanismen die het verzuringsproces kunnen neutraliseren, elk in een specifieke pH-range. Zo is er dus een trapsgewijs buffermechanisme dat loopt van hoge naar lage pH-waarden (Tabel 2-3) (De Vries et al., 1989). De buffercapaciteit is groot indien het proces in staat is de zuurtoevoer voor lange tijd te neutraliseren, en klein indien dat slechts gedurende korte tijd het geval is. De buffersnelheid is de snelheid van de evenwichtinstelling. Bij hogere pH (boven 6.5) is er carbonaatbuffering. Hierbij reageren protonen met opgelost bicarbonaat en carbonaten (bv. calciet of dolomiet). Wanneer geen carbonaat meer aanwezig is, komt de bodem in het kation-uitwisselingstraject. Vooral calcium, maar ook magnesium en kalium spelen hierin een rol. Dit buffertraject is vooral effectief in kleirijke, organische bodems omdat deze deeltjes veel kationen kunnen binden en uitwisselen tegen zure waterstofionen. Op het moment dat dit bodemadsorptiecomplex verzadigd is met waterstofionen neemt de zuurconcentratie snel toe in het bodemwater. Beneden een pH van 4.5 is er risico op aluminiumtoxiciteit door het vrijkomen van deze oxiden in het bodemvocht.

Tabel 2-3 Verschillende buffermechanismen in de bodem (naar De Vries et al., 1989; zie ook <http://www.natuurkennis.nl>)

BUFFERMECHANISME	BUFFERSNELHEID	PH RANGE
humusstoffen in organische bodem		geen specifieke pH range
calciumcarbonaat ($CaCO_3$) buffer	Snel	pH > 6.5
kationenuitwisselingsbuffer (CE-bu)	Zeer snel	4-6.5
silicaat (Si) buffer	Traag	pH < 6.5
Al-hydroxide wering	Matig	< 4

Redoxtoestand

Naast buffering is ook de redoxtoestand van de bodem belangrijk voor de pH in de bodem. Bij diverse reductieprocessen wordt namelijk bicarbonaat gevormd. De motor voor deze reductieprocessen is organisch materiaal in de bodem. Naarmate de redoxpotentiaal in de bodem daalt (bv. door anoxie), treden achtereenvolgens een aantal reacties op (gebaseerd op www.natuurkennis.nl):

1. Mineralisatie (koolstofdioxide vorming ~ zuurvorming) in aërobe bodem

2. Bij hoge grondwaterstanden is de beschikbaarheid van atmosferische zuurstof als oxidator zeer beperkt. Dan worden andere oxidatoren in de bodem gereduceerd. De oxidatie van organisch materiaal door zuurstof wordt gevolgd door het in oplossing gaan van mangaan.

$$2\text{MnO}_2 + \text{CH}_2\text{O} + 3\text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow 2\text{Mn}^{2+} + 4\text{HCO}_3^- + 2\text{H}_2\text{O}$$
3. Denitrificatie

$$5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 + 4\text{HCO}_3^- + 2\text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$$
4. Vergisting

$$(\text{CH}_2\text{O})_n \rightarrow (\text{CH}_2\text{O})_{n-2} + \text{CH}_3\text{COOH}$$
5. IJzer gaat in oplossing (er zijn vele ijzerhydroxide-vormen met verschillende stabiliteit) deze reactie verloopt dus over een relatief breed redoxspectrum. Bij vernatting kan dit naar voedselrijkdom een nadelig effect hebben: omdat de binding tussen fosfaat en driewaardig ijzer sterk is in de aerobe bovenste grondlaag, wordt een belangrijk deel van het in het grondwater aanwezige fosfaat vastgelegd. Daardoor komt in de ijzer- en mangaanhoudende bodems met kwel veel fosfaat voor. Bij permanent hoge waterstanden kan een dergelijke bodem weer gereduceerd geraken, waardoor een deel van dat fosfaat weer vrijkomt.

$$4\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{CH}_2\text{O} + 7\text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow 4\text{Fe}^{2+} + 8\text{HCO}_3^- + 10\text{H}_2\text{O}$$
6. Sulfaatreductie tot sulfide

$$2\text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{HCO}_3^-$$
7. methaanproductie

Deze bacteriële biochemische reacties resulteren in mineralisatie die verzurend werkt (stap 1) of resulteren in koolzuurverbruik (reactie 2 en 5) en bicarbonaat productie (reduceren van mangaan, nitraat en vooral ijzerhydroxiden).

Maatregelen om verzuring te verhinderen bestaan uit de optimalisatie van de buffercapaciteit en de redoxprocessen.

Beheermaatregelen en relatie tot verzuring

Onderzoek of bespreking van het volledige gamma aan effectgerichte beheersmaatregelen is niet het onderwerp van deze studie. Regelmatig toegepaste maatregelen op verzuurde bodem zijn bekalken of plaggen (bv. Dorland et al., 2004). Dergelijke effectgerichte maatregel vereisen specifiek onderzoek en vormen niet de focus van deze studie. Het is wel belangrijk te vermelden welke maatregelen in relatie staan tot de laantjes en een effect kunnen hebben op de zuurtegraad in ons systeem. In deze studie focussen we immers vooral op bodemverzuring en onderzoeken we in welke mate de aanwezigheid van laantjes daar een mitigerend effect op hebben.

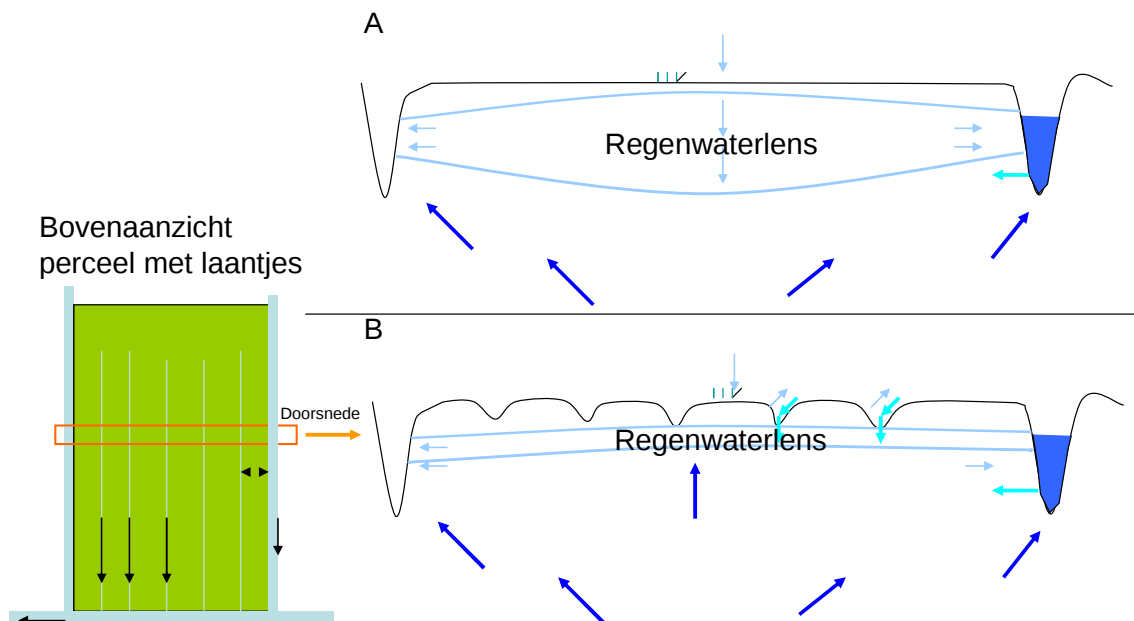
2.5.1.1 Verhogen van het grondwaterpeil

Voor elk natuurdoeltype is het belangrijk dat de hydrologie van het systeem in orde is. Dat is niet alleen omwille van vochttoestand maar ook voor de basenvoorziening van de bovenste bodemlaag (zie ook redoxprocessen boven). Deze aanvulling kan door uittredend grondwater (kwel), door capillaire opstijging of door overstromingen. Bij langdurig lage grondwaterstanden in ons studiegebied treedt er een sterke oxidatie op van de bovenste bodemlaag. Oxidatieprocessen zijn zuurgenererend en bovendien zorgen deze lage grondwaterstanden voor inzijging van basenarm en zuur regenwater, waardoor basen nog versneld uitspoelen. Dit leidt tot afname van de pH en het zuurbufferend vermogen (buffercapaciteit). Deze laatste processen en de relatie tot de oppervlakkige perceelsstructuur, met name de laantjes, staan centraal in deze studie. Eén van de belangrijkste ingrepen in het studiegebied betreft het aanpassen van het hydrologische regime door het verhogen van het huidige polderpeil (Ecosysteemvisie). Het aanslagpeil van de polder zal met 10-15 cm verhoogd worden en er zullen stuwen geplaatst worden om het oppervlaktewaterpeil adaptief te beheren. De ingreep is in eerste instantie bedoeld om vernatting te realiseren in de huidige deels verdroogde polder. De maatregel zal vermoedelijk ook een effect hebben op de zuurgraad van het grondwater en de bodem doordat zure, geoxideerde verbindingen reduceren waardoor H^+ geconsumeerd wordt (Lucassen & Roelofs. 2005).

2.5.1.2 Drainage

Uit onderzoek blijkt dat ondiepe begreppeling (laantjes) kan bijdragen tot het afvoeren van oppervlakkig zuur regenwater (Delft et al., 2003). Plagzones kunnen ook (naast het direct verwijderen van de verzuurde laag) gezien worden als drainage zones in een perceel. Regenwater drijft op zoet grondwater wat op zijn beurt drijft op zoutere grondwaterlagen. Afhankelijk van de dimensies (breedte en diepte laantje) zullen de waterafvoer en afvang van de ondiepe kwel/grondwater beïnvloed worden. De afvoer van het regenwater beperkt de kans tot opbouw van een regenwaterlens en vergroot de invloed van ondiep grondwater en/of oppervlaktewater in de percelen (Figuur 2-2). Let ook op de verhoogde invloed van gebufferd grondwater (door verminderd gewicht van de bovenliggende zure regenwaterlens). Belangrijk is dan dat de greppels niet té diep zijn zodat ze de kwel/grondwater niet draineren. In gebieden met een sterk bufferend bodemtype (klei heeft een hoger

bufferend vermogen dan zand) of met mineraal rijke kwel zal de invloed van een regenwaterlens mogelijk minder spelen (zie hoofdstuk 3).



Figuur 2-2 - A: Perceel zonder herstelde laantjes met neerslag en zure regenwaterlens die drijft bovenop het mineraalrijkere grondwater, opbollingseffect afhankelijk van bodemtype. B: Perceel met laantjes: irrigatie (bij lage oppervlaktewater peilen) en bevloeiing (bij hogere oppervlaktewaterpeilene) en met nog slechts een verwaarloosbare regenlens door de laantjes die selectief dit water naar de sloten brengen.

Echter indien de aanleg of het verbeteren van de drainagebasis van de laantjes niet gepaard gaat met een toename van de grondwaterinvloed zal dat eerder tot ongewenste infiltratie van regenwater leiden en dus de verzuring versterken. Aanleggen van laantjes moet dus steeds gepaard gaan met het instellen van het beoogde stuwpeil in de omliggende drainagesloten zodat de grondwaterinvloed tot in de wortelzone kan komen. De gewenste hoogte van de grondwatertafel varieert naargelang het beoogde natuurdoeltype maar in de winter is er minimaal grondwaterinvloed nodig in de wortelzone. Dit zorgt voor een herstel van de zuurbuffer (van Delft et al., 2003). Het gebruik van laantjes in functie van drainage is dus onlosmakelijk verbonden met de peilbeheersing in de sloten. Voor deze studie zijn de richtpeilen gebruikt uit Van Ryckegem et al. (2010). De resultaten van deze studie voor aanleg en herstel van laantjes gelden slechts bij het aanhouden van de voorgestelde richtpeilen. Om te besluiten kunnen we stellen dat begreppeling geen effectieve maatregel is, als niet tevens de regionale drainage basis kan worden aangepast (van Delft et al., 2003).

2.5.1.3 Bevloeiing

De eeuwenoude praktijk van bevloeiing kan ook een effectgerichte maatregel zijn tegen verdroging en verzuring (Kemmers et al., 2007). De bevloeiing met oppervlaktewater zou de zandte van kuur met de aanvoer van bufferende stoffen (kalium, calcium en ijzer) kunnen overnemen. Hierdoor zouden de zuurgraad en de nutriëntenhuishouding terug kunnen herstellen. Een belangrijke randvoorwaarde voor de botanische doelstellingen is echter dat bevloeiing niet tot eutrofiëring mag leiden. Hierbij spelen verscheidene aspecten die niet kunnen uitgediept worden in het kader van deze studie. Om deze maatregel in te zetten is het nodig om de locale situatie vooraf te analyseren. Het is onder andere belangrijk de hoeveelheid zwevende sediment deeltjes te beperken om P-afzetting te beperken. Ook mag de sulfaatconcentratie niet hoog zijn. Dikwijls zijn gunstige effecten aan bevloeiing gerelateerd zijn indien de kwaliteit van het water aanleunt bij grondwaterkwaliteit bv. hoge ijzergehalten, gebonden aan organische deeltjes (Lamers et al., 1998; Lucassen et al., 2004). Effectgerichte maatregelen om de sediment- en nutriëntenlading te verminderen in een aantal instromende waterlopen werden voorgesteld in Ecosysteemvisie (Van Ryckegem et al., 2010) ter hoogte van de Sloot, 's Gravenbrielbeek en Oosterse sloot.

3 Gebiedsdekkende verzuringsgevoeligheidsanalyse

Verzuringsgevoeligheid van de bodem wordt gedefinieerd als de mate van verandering (respons) onder invloed van het verzuringsproces. De gevoeligheid die wordt toegekend aan een bepaald locatie is een maat voor negatieve effecten die kunnen optreden door een bepaalde verandering in het systeem (in dit geval verzuring). Met deze analyse willen we de verzuringsgevoeligheid van het studiegebied in kaart brengen. De resulterende verzuringsgevoeligheidskaart zal dan bijdragen bij de ecohydrologische analyse van het gebied en uiteindelijk resulteren in een prioriteringsplan voor de aanleg van laantjes.

Eerst gaan we na of er op basis van meetgegevens aanwijzingen zijn voor verzuring. De enige data die hierin vergelijking toelaten zijn de vegetatieopnames. Vervolgens brengen we de beschikbare data in kaart om de huidige zuurtegraad in het studiegebied te beschrijven. De verzuringsgevoeligheidskaart integreert tenslotte de informatie.

3.1 Inleiding

De botanische graslanden in de Kalkense meersen worden voornamelijk gerealiseerd op vochtige tot natte klei bodems al dan niet op een veenlaag waar (periodiek) kwel of overstroming optreedt. De aanwezigheid van weerbare mineralen en de aanvoer van bufferstoffen via grondwater of oppervlaktewater en kationenuitwisseling met het adsorptiecomplex spelen in deze bodems een voorname rol. Doordat de minerale bodems en kleiige veenbodems in de Kalkense meersen rijk zijn aan ijzerhydroxiden, vertegenwoordigt reductie van ijzerhydroxide hier een grote capaciteit aan zuurbuffering. In (periodiek) vernatte bodems met ijzerhydroxiden en veel organische stof wordt veel bicarbonaat gevormd door reductie van Fe^{3+} naar Fe^{2+} . Dit Fe^{2+} verdwijnt via wegstromend grondwater of afstromend oppervlaktewater uit het systeem. Belangrijk voor deze bodems is de (periodieke) aanvoer van Fe via kwel of winterse overstroming, hoewel dit laatste doorgaans minder ijzer bevat. Aangezien ijzer ook een belangrijke rol speelt bij het vastleggen van fosfaten en sulfiden, zijn ontijzerde bodems zeer gevoelig voor fosfauteutrofiëring en sulfidotoxiciteit (Kemmers & Jansen, 2000).

In de Kalkense meersen spelen dus vooral de CE (Cation Exchange) - en calciumcarbonaat buffering (deels gestuurd door redoxprocessen) een belangrijke rol.

In grondwaterafhankelijke natuurgebieden is niet zozeer de depositie van verzurende stoffen het hoofdprobleem maar eerder het verminderen van de grondwaterinvloed in de bovenste bodemlagen. Het aanvoeren van mineralen vanuit de diepere lagen valt ten gevolge van verdroging weg. Hierdoor gaat (zuur)regenwater de bovenste bodemlaag domineren, wat leidt tot de verzuring van de vegetaties.

3.2 Huidige zuurtegraad

Om de huidige zuurtegraad vast te stellen wordt er naar 3 parameters gekeken:

- Zuurindicatiegetal
- Bodemconductiviteit
- Bodem pH

Om na te gaan of de verschillende biochemische variabelen significant verschillen tussen de verschillende bodemtypes wordt voor elke variabele een Analyse Of Variance (ANOVA) uitgevoerd met als afhankelijke de chemische variabelen in kwestie en als onafhankelijke 'bodemtype'. Er worden 6 bodemtypes onderscheiden: Eep, Egp, Efp, Lep, Ufp en Ugp. Gezien er voor het bodemtype Eep en Lep respectievelijk maar 3 en 2 waarnemingen zijn worden deze bodemtypes uit de analyse gelaten.

Om na te gaan of er een significante relatie bestaat tussen pH en zuurindex wordt er een lineaire regressie uitgevoerd met Zuurindexgetal als afhankelijke variabele en pH als onafhankelijke variabele.

Tenslotte werd er ook getest in hoeverre de variatie in CEC kan verklaard worden door EC, pH en bodemtype. Dit werd gedaan aan de hand van een lineair regressie model. Alle statistische analyses werden uitgevoerd in R 2.13.1.

Zuurindicatiegetal

Het indicatorsysteem van Ellenberg (1992) kent aan alle in Midden-Europa voorkomende soorten een indicatorwaarde voor vochttoestand, zuurgraad, voedselrijkdom, etc. toe. De gevonden soorten kunnen worden geanalyseerd o.b.v. hun indicatieve waarden. In deze studie wordt er gekeken naar het zuurindicatiegetal. Door per standplaats de Ellenbergwaarden van de voorkomende soorten te middelen, kan een indruk worden gegeven van de heersende abiotische condities (Ertsen et al., 1998).

Kaart 7 visualiseert de zuurindicatiewaarde per perceel voor de huidige toestand (recente data). Merk op dat er enkel waarden beschikbaar zijn voor de Kalkense meersen en niet voor het Paardenbroek, we beschikken hier immers niet over vegetatie-opnamegegevens. 70 % van de opgenomen percelen hebben een zuurindicatiegetal dat wijst op een zwak zure tot zwak basische bodem (neutraal). De overige percelen hebben een zwak zure

bodem. Slechts 2 percelen hebben een zwak basisch tot basische bodem. Deze karakterisatie komt goed overeen met de data gepresenteerd in Degezelle et al. (2004: hun figuur 4.23).

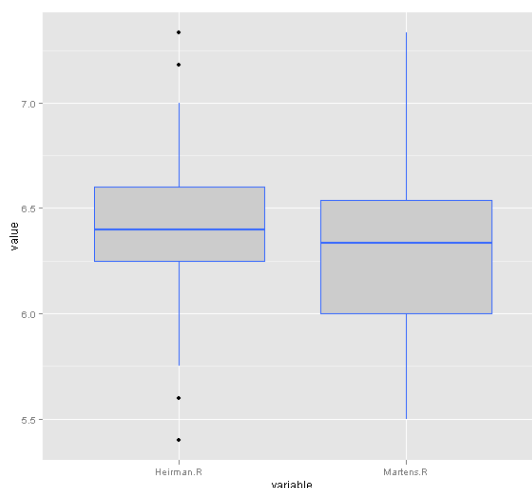
Tabel 3-1 Overzicht pH-getal ingedeeld in 10 klassen met omschrijving (naar <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/>).

ZUURINDEX	OMSCHRIJVING
0 – 1	zeer sterk zure bodem
1 – 2	sterk zure bodem
2 – 3	sterk zure tot zure bodem
3 – 4	zure bodem
4 – 5	zure tot zwak zure bodem
5 – 6	zwak zure bodem
6 – 7	zwak zure tot zwak basische bodem
7 – 8	zwak basisch tot basische bodem
8 – 9	basische bodem
9 – 10	sterk basische bodem

Zijn er aanwijzingen voor verzuring?

Door Degezelle et al. (2004) werd een vergelijkende analyse in de tijd uitgevoerd tussen 1983 -2002 op het niveau van de natuurtypologie. Dit laat toe om na te gaan of de percelen vegetatiekundig veel veranderd zijn en welke richting deze eventuele veranderingen ingeslagen zijn. De resultaten van deze analyse toonden voor heel wat natuurtypes een achteruitgang in het studiegebied. Het tijdsvenster is relevant omdat de opnames van Heirman dateren van de periode kort na het in werking treden van het pompgemaal toen mogelijk het verdrogend effect nog niet sterk speelde. De vegetatie data van Mertens (2009) of Martens (2002) kunnen als toets gebruikt worden voor de huidige situatie. Omdat het aantal overlappende percelen het grootst is met de studie van Martens (127 percelen) focussen we hierop.

Om na te gaan of er veranderingen zijn in de gemiddelde zuurindex (zie onder en Tabel 3-1) van percelen gebruiken we dus de dataset van Degezelle et al. (2004). Op basis van eerder uitgevoerde vegetatiekarteringen (Heirman opnames 1983, Martens opnames 2002) wordt op basis van de Ellenbergwaarden (zuurindex) (Ellenberg et al., 1992) van de gekarteerde soorten op dezelfde percelen een evolutie in de tijd van de zuurindex (R-getal) bekeken. Vervolgens wordt per perceel het verschil in zuurindex (ΔR) berekend. De zuurindex gegevens zijn samengebracht in een geodatabank (Arcgis). De zuurindex ($\Delta R = 1983 - 2002$) (127 percelen) op basis van aanwezige soorten toonde dat ruim 60% van de percelen zuurder werden (40% werd dus ook basischer). De veranderingen in gemiddelde Ellenberggetal was echter zeer klein (percelen die basischer werden gemiddeld 0.36 punt hoger; percelen die verzuurder werden gemiddeld 0.44 punt lager). Er kon geen statistische trend vastgesteld worden (gepaarde t-test)(Figuur 3-1 onderbouwd deze vaststelling). Er is geen ruimtelijk patroon waar te nemen in verzuringsgraad. De resultaten vergeleken met de kleinere dataset van Mertens zijn gelijkaardig. Ook tussen 2009 en 2002 (65 percelen overlap) was het verschil in zuurindex zeer subtiel (< 1). 56% van de vergeleken percelen is verzuurd tov van 2002, de overige percelen zijn meer basisch geworden. Sommige aansluitende percelen vertonen grote verschillen in verzuringsgraad.



Figuur 3-1. Boxplot voor zuurindexgetal in opnames van Heirman en Martens.

Op basis van het Ellenberg zuurgetal voor de aanwezige soorten is het niet mogelijk om aan te tonen dat er verzuring opgetreden is in de Kalkense meersen in de periode 1983-2009. Algemeen werd er wel een achteruitgang vastgesteld in de kwaliteit van de beoogde natuurdoeltypen (analyse 1983-2002) (Degezelle et al., 2004).

Een analyse van dezelfde dataset (1983-2002) op basis van de gewogen gemiddelden van de R-waarden van de waargenomen abundantie van de soorten toonde dat 66% van de percelen een iets basischer indicator kreeg in 2002 tegenover 1983. 44% werd dus wel zuurder. De veranderingen in de Ellenbergindicatoren zijn klein. Bij een steekproefcontrole in de dataset bleek de basische tendens vooral te wijten te zijn aan hogere bedekking van verruigingsindicatoren zoals bv. Liesgras. Bij een vergelijking van de 6 meest verzuurde percelen bleek slechts in 1 perceel Pitrus en Egelboterbloem aanwezig in de opnames van Heirman 1983. Deze twee soorten bleken in de zuurindicatieve percelen toegenomen (opnames Martens 2002). Zie indicatoren verzuring in Jalink (1996) & Jansen & Schipper (1997).

Op basis van het Ellenberg zuurgetal gewogen op de abundantie van de soorten is het ook niet mogelijk om een verzuring vast te stellen als algemene trend in de Kalkense meersen. Op perceelsniveau zijn er wel veranderingen die wijzen op aanrijking en verzuring. Dit kan te maken hebben met verdroging of beheer.

Bodemconductiviteit

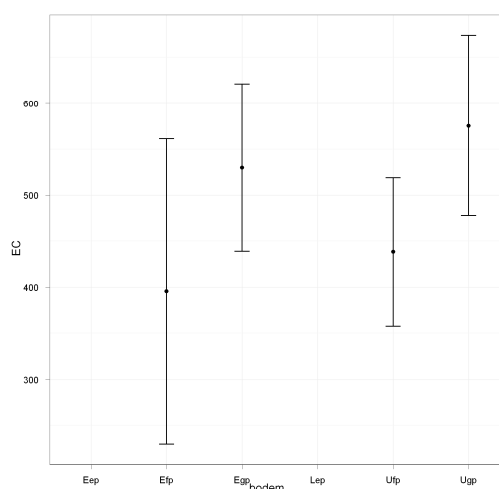
De aanwezigheid van regenwater heeft een belangrijke invloed op de bodempH. Om na te gaan of de bovenste bodemlaag door regenwater werd beïnvloed, werd tijdens de veldcampagne in mei 2012 bodemconductiviteit gemeten van de bovenste 10 cm van de bodem. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat conductiviteitswaarden tussen 0-200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wijzen op de aanwezigheid van regenwater. Conductiviteitswaarden $>600 \mu\text{S}/\text{cm}$ wijzen op aanwezigheid van mineraalrijk grondwater. Waarden daartussen wijzen op een mix van regenwater en grondwater. De metingen werden gedaan met een EC-probe voor bodemconductiviteitsmetingen, een prikstok (Electrische geleidsbaarheidsmeter, Eijkelkamp, 2003). De metingen werden uitgevoerd verspreid over het studiegebied op dezelfde locaties waar de bodemstalen werden genomen. Dit laat ons toe om de bekomen EC-waarden te relateren met CEC (Cation Exchange Capacity) van de bodem. De bodemconductiviteit werd op 79 plaatsen gemeten. Opdat de metingen vooral de conductiviteit van het grondwater zouden weergeven en niet zozeer die van de bodem werden er steeds metingen gedaan in een vochtverzadigde bodem.

Tabel 3-2: opdeling conductiviteit in verzuringsgevoeligheidsscores

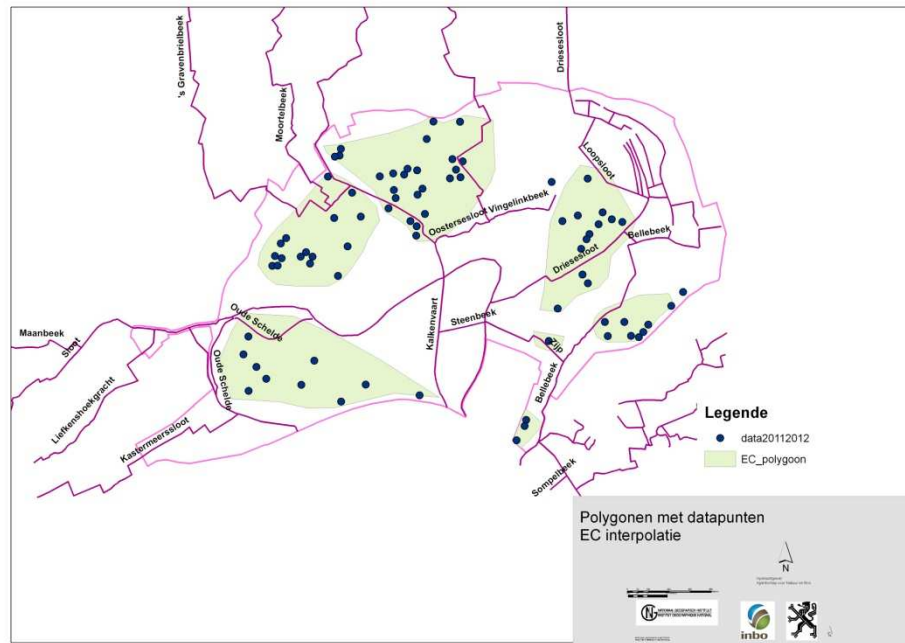
CONDUCTIVITEIT ($\mu\text{S}/\text{CM}$)	VERZURINGSGEVOELIGHEIDSSCO	BETEKENIS
0-200	1	Hoge verzuringsgevoeligheid
200-400	2	
400-600	3	
600-800	4	
800-1000	5	Lage verzuringsgevoeligheid

Kaart 8 geeft de bodemconductiviteit weer van de verschillende staalnamepunten. 9% van de punten vertoonden lage conductiviteiten die gerelateerd zijn met regenwater. 51% van de metingen hadden een EC waarde tussen 200-600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wat wijst op een mix tussen regenwater en kwel. De overige 40% van de locaties was kwel beïnvloed (EC: 600-1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Als de gemiddelde bodemconductiviteit per bodemtype wordt uitgezet, stellen we vast dat er geen significant verschil is tussen de bodemtypes ($p = 0.08$; $F_{(3,70)} = 2.27$) (Figuur 3-2).

De conductiviteit wordt ook gebruikt om de verzuringsgevoeligheid van het gebied te bepalen (zie 3.3.1.2). Door het relatief beperkt aantal metingen was het niet mogelijk om een gebiedsdekkende bodemconductiviteitskaart te maken. De metingen werden echter per grote polygonen geïnterpoleerd (Figuur 3-3) (zonder rekening te houden met bodemtypes omdat deze geen significant effect toonden) en geklasseerd volgens de gevoeligheidsscores in Tabel 3-2. Bij de kaartopbouw worden deze waarden opgeteld met de scores van de andere parameters.



Figuur 3-2 – bodemconductiviteit (EC) per bodemtype. Textuur: E: Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei. Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden met zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling

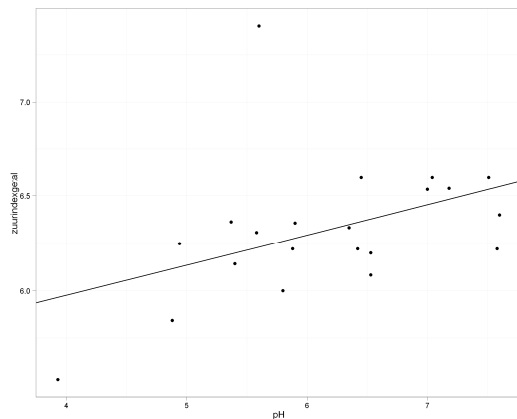


Figuur 3-3. Polygonen gebruikt voor de EC-interpolatie – verzuringsgevoeligheid analyse

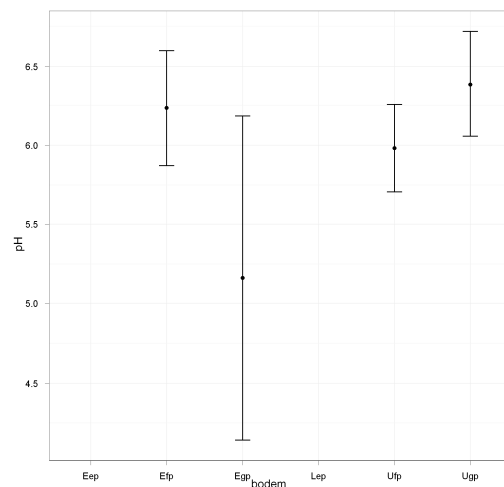
Bodem-pH

In 2011 werden er 56 bodemstalen genomen in het studiegebied. In 2012 werden er nog eens 20 extra bodemstalen genomen verspreid over de Kalkense meersen en het Paardenbroek. Van deze stalen werd de pH (water) geanalyseerd.

14% van de gemeten punten heeft een bodem-pH tussen de 3.5-5, wat overeenkomt met een zure bodem. 47% van de gemeten punten heeft een bodem-pH tussen de 5-6.5 (zwak zure bodem). De overige 38% van de punten heeft een neutraal tot basische pH (6.5-8). De relatie tussen bodempH en zuurindex getal is niet heel sterk ($R^2 = 0.14$, $p = 0.05$) (Figuur 3-4). Indien we echter de hoogste waarden van het zuurindexgetal (7.4) weg zouden laten, is de relatie veel sterker ($R^2 = 0.49$, $p < 0.001$). Zowel bodem-pH als het zuurindexgetal tonen aan dat het studiegebied momenteel een zwakzure tot basische bodem heeft. Er wordt een significant verschil in bodem-pH tussen de verschillende bodemtypes vastgesteld ($p = 0.04$, $F_{(3,70)} = 3.0$) (Figuur 3-5). Een Tukey test wijst uit dat de pH bij bodemtype Ugp significant hoger is dan de pH bij bodemtype Egp. Zwaardere kleibodems hebben een hogere pH. Er is in het studiegebied geen relatie tussen de hoogteligging (topografie) en de bodem-pH ($R^2 = 0.005$, $p = 0.6$).



Figuur 3-4 - Relatie tussen zuurindexgetal en bodempH
 $R^2 = 0.14$, $p = 0.05$.



Figuur 3-5 – pH waarden per bodemtype (gemiddelde : 2SE). Textuur: E: Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei. Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling

BESLUIT

De analyse van de beschikbare informatie over de huidige staat van de zuurtegraad toont een relatief brede spreiding in de zuurtegraad in het gebied met doorgaans een zwak zuur tot neutrale, zwak basische bodem. De buffermechanismen zijn vooral gelegen in het carbonaat en kation uitwisselingstraject. Op basis van conductiviteitsmetingen in de bovenste bodemlaag kon maar op een beperkt aantal plaatsen een regenwaterlens vastgesteld worden. Doorgaans was er een mengvorm met grondwater aanwezig. In de tijd (1987-2009) zijn er geen algemene tendenzen tot verzuring vast te stellen in het studiegebied op basis van het zuurindicatiegetal van Ellenberg. De bodem-pH correleert goed met het zuurindexgetal van Ellenberg en toont geen relatie met de hoogteligging in het gebied. Vergelijken we de twee meest voorkomende bodemtypes (zwaardere kleibodems -Ugp met de iets minder zware kleibodems – Egp) dan hebben de zwaarste bodems een significant hogere pH.

3.3 Verzuuringsgevoeligheid

Om de verzuuringsgevoeligheidsanalyse uit te voeren werden de volgende parameters in beschouwing genomen:

- Bodemtype (textuur, drainage en CaCO_3 gehalte van de bodem)
- Grondwatertafel
- CE bufferend vermogen van de bodem (op basis van beschikbare bodemstalen)
- Bodemconductiviteit

pH werd niet als data toegevoegd omdat dit eerder de respons is van de verzuuringsgevoeligheid.

Bodemtype

De bodemeenheidkaart geeft gebiedsdekkend de waarde voor textuur, drainage en CaCO_3 gehalte van de bodem weer. Voor elk van de eenheden wordt er een score voor verzuuringsgevoeligheid toegekend en opgeteld. Voor meer details over de gevoeligheidsscores per eenheid verwijzen we naar Menschaert et al., (2002). Hoe hoger de totale score, hoe minder gevoelig de bodem is voor verzuring.

Het bodemtype speelt een belangrijke rol in de verzuuringsgevoeligheid van de bodem. Het bodemtype in het studiegebied bestaat voornamelijk uit klei, zware klei en zandleem (Kaart 9).

Grondwater

De hoogte van de gemodelleerde toekomstige grondwatertafel (scenario 1) (Degezelle et al., 2004) en de kwelintensiteit zullen een invloed hebben op de verzuuringsgevoeligheid van de bovenste bodemlaag. In ArcGis wordt de grondwatertafel bekeken in de kwelgebieden. De grondwaterstand in de kwelzones wordt opgedeeld in verzuuringsgevoeligheidsklassen en elke klasse krijgt een score toegedeeld (Tabel 3-3). Hoe lager de score hoe hoger de verzuuringsgevoeligheid. Op locaties met hoge grondwaterstand wordt immers de buffercapaciteit van de bodem aangevuld en deze zijn dus beter bestand tegen verzuring.

Kaart 10 toont aan dat de kwelzones zich vooral aan de rand van de Kalkense Meersen bevinden. Voor het Paardenbroek zijn er geen gegevens over het grondwater beschikbaar. De natste gebieden bevinden zich ten noorden in de Kalkense meersen. Centraal in het gebied is er ook kwel aanwezig, zij het in mindere mate.

Tabel 3-3: opdeling grondwaterstand in verzuuringsgevoeligheidscores

GRONDWATERSTAND (M ONDER MAAIVELD)	VERZURINGSGEVOELIGHEIDSSCO	BETEKENIS
>0.5	0	Hoge verzuuringsgevoeligheid
0.4-0.5	1	
0.3-0.4	2	
0.3-0.2	3	
0.2-0.1	4	
0.1-0	5	
0 - -1.3	6	Lage verzuuringsgevoeligheid

Deze informatie is beschikbaar uit de grondwatermodellering (Degezelle et al., 2004).

CEC - bufferend vermogen van de bodem

In 2011 werden er 56 bodemstalen genomen in het studiegebied (Mertens W. – monitoring beheereffecten Sigmagebieden). In 2012 werden er nog eens 20 extra bodemstalen genomen om de ruimtelijke dekking van de bodemdata te verbeteren (data 2012 in bijlage 2).

Kleideeltjes en organische stof (humus & veen) bepalen in belangrijke mate de mogelijke kationen binding en uitwisseling tussen de deeltjes en de bodemoplossing. Deze CEC '*cation exchange capacity*' is deels beïnvloed door de pH (water) wat doorwerkt in het mineralisatieproces. Naarmate de pH hoger is, neemt de mineralisatie toe. Dit resulteert in een hoger vermogen om kationen te binden (Postma et al., 2004). De ruimtelijke spreiding en de analyse resultaten voor CEC, '*cation exchange capacity*' (CEC BaCl_2 Methode) zijn terug te vinden in Kaart 11 – als robuuste bepaling van het zuurbufferend vermogen van de bodem. De H^+ vrije ionen werden ook gemeten in de 20 bijkomende stalen en waren kleiner dan de detectielimiet. Basenverzadiging gemeten in de 20 bijkomende stalen was >80%.

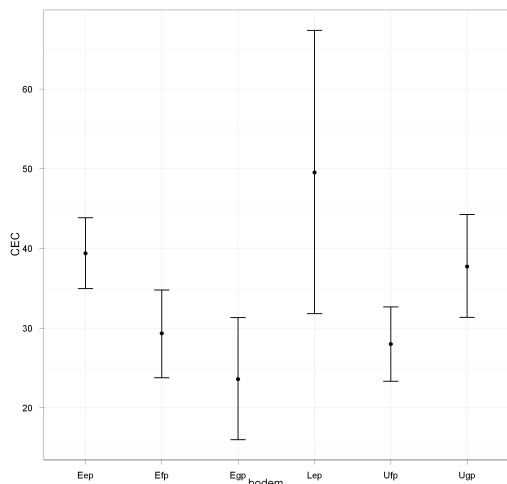
Bolt & Buggenwert (1978) vermelden dat de CEC een productielimiterende factor is als de CEC kleiner is dan 10 cmol (+)/kg grond. CEC kleiner dan 10 wordt dan ook als zeer laag beschouwd. De nalevering van kationen wordt beneden deze CEC zo laag dat er geen sprake meer is van buffering omdat dan de geadsorbeerde ionen concentratie nauwelijks groter is dan concentratie in de bodemoplossing. Een CEC > 40 wordt beschouwd als een hoge waarde.

Op het overgrote deel van de staalnamepunten had de bodem een matige (>20) tot hoge buffercapaciteit (83%), voornamelijk centraal gelegen in de kalkense meersen. 17% van de locaties heeft een lage tot matige

lage CE-buffercapaciteit (Kaart 11). Op locaties met hoge buffercapaciteit zal aanvoer van zure stoffen (regenwater) minder snel tot verzuring van de bodem leiden.

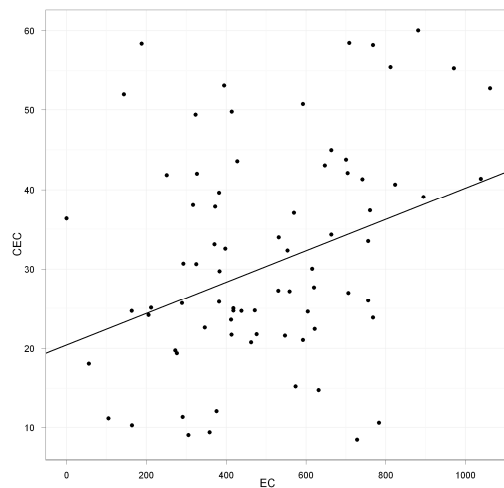
De buffercapaciteit in bodems met zware klei en slechte drainage (Ugp) is significant hoger dan in de andere bodemtypes ($p = 0.01$, $F_{(3,70)} = 3.77$) (Figuur 3-6). De leembodems (Lep, $n = 2$) vertonen hoogste CEC maar dit bodemtype is minder frequent aanwezig.

Een lineair regressie model duidt aan dat de variatie in CEC voor een deel wordt verklaard door het bodemtype, pH en EC ($R^2 = 0.47$; $p < 0.01$) (Figuur 3-7 en Figuur 3-8).

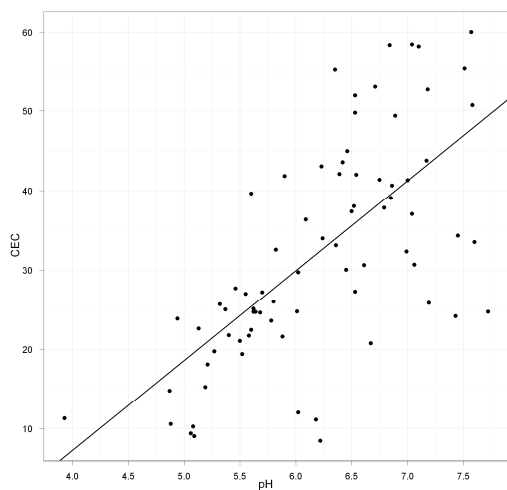


Figuur 3-6 - buffercapaciteitsswaarden (CEC) voor de verschillende bodemtypes (gemiddelde $\pm$ 2SE).. Textuur: E Klei, L: zandleem, S: lemig zand, U: zware klei.

Drainage: e: Gronden met tamelijk slechte drainering met reductiehorizont; f: Gronden met slechte drainering met reductiehorizont; g: Gronden met zeer slechte drainering. Profiel: p: zonder profielontwikkeling



Figuur 3-7 – relatie tussen buffercapaciteit (CEC) en conductiviteit



Figuur 3-8 – relatie tussen CEC en pH.

Kaartopbouw

Alle data wordt verrasterd en verzuringsscores per gevoeligheidsindicator worden stapsgewijs opgeteld.

Bodem (gebiedsdekkend) + EC (geïnterpoleerde data – classificatie raster volgens scores Tabel 3-2) + CEC (geïnterpoleerde data per bodempolygoon – classificatie raster volgens scores in Tabel 3-4) + grondwaterraster (kwelzones – classificatie raster volgens scores in Tabel 3-3)

Tabel 3-4: klassificatie van gemiddelde CEC waarden in verzuringsgevoeligheidsscores berekend per polygoon bodemtype in de Kalkense meersen; Hoe hoger de score, hoe minder gevoelig voor verzuring het gebied is.

CEC BUFFEREND VERMOGEN	VERZURINGSGEVOELIGHEIDSSCO	BETEKENIS
0-10	1	Hoogste verzuringsgevoeligheid
10-20	2	Hoge
20-30	3	Matig hoog
30-40	4	Matig laag
40-50	5	Lage
50-60	6	Laagste verzuringsgevoeligheid

3.3.1.1 Verzuringgevoeligheid op basis van bodemtype

In Kaart 12 wordt er een verzuringgevoeligheidskaart voorgesteld op basis van bodemtype volgens de methode van Menschaert et al. (2002). Het grootste deel van het gebied wordt geclassificeerd als 'weinig gevoelig voor verzuring'. De verhoging tussen Molenmeers en Langedonk en in Springels wordt geclassificeerd als 'gevoelig voor verzuring' en een klein gedeelte 'zeer gevoelig voor verzuring'. Het noordelijk deel van Paardenbroek tenslotte is 'zeer gevoelig voor verzuring'.

Bij de vergelijking van deze kaart met de bodemtypekaart kan worden vastgesteld dat de determinerende factor voor het bepalen van de verzuringgevoeligheid voornamelijk de textuur is. Zandgrond is zeer gevoelig voor verzuring, Lemig zand, licht zandleem en zandleem zijn gevoelig voor verzuring, en klei en zware klei zijn weinig gevoelig voor verzuring. Drainage en CaCO_3 -gehalte wegen minder zwaar door bij het bepalen van zuurgevoeligheid.

Gezien deze methode vooral ontwikkeld is om op grotere schaal te werken, geeft het resultaat een eerste ruwe schets van de zuurgevoeligheid van het studiegebied. De resolutie is echter te laag om een prioriteringsplan voor laantjes op te baseren. We verfijnden deze kaart door het toevoegen van grondwaterdata, EC en CEC gegevens.

3.3.1.2 Verzuringgevoeligheid op basis van CEC, EC en grondwaterkaart

Kaart 13 toont de gevoeligheidsscores op basis van CEC bufferend vermogen en de conductiviteit van de bodem. Merk op dat dit een relatieve schaal is die het mogelijk maakt om binnen deze kaart de verzuringgevoeligheid tussen de verschillende zones met elkaar te vergelijken. Het is echter een andere schaal dan bij de verzuringgevoeligheidskaart op basis van bodemtype, zodoende kunnen de waarden op deze twee kaarten moeilijk met elkaar worden vergeleken.

Er worden enkel waarden voor verzuringgevoeligheid weergegeven in de bodemeenheidpolygoon waar staalnames zijn gebeurd. Hierdoor zijn er geen gegevens beschikbaar in het centrale gedeelte.

De delen die het meest gevoelig zijn voor verzuring bevinden zich in het westelijk deel van de Springels, tussen Molenmeers en Langendonk en in het zuidelijk deel van de Belham. De zone in Molenmeers en Broekmeers is op basis van CEC en EC het minst gevoelig voor verzuring.

In Kaart 14 worden al de gevoeligheidsscores voor de verschillende parameters (CEC, EC, grondwater) bijeengevoegd. Dit levert grotendeels hetzelfde beeld op als Kaart 13, zij het met een hogere resolutie. De Molenmeers blijft weinig gevoelig voor verzuring. De hoge grondwaterstanden in de Belham compenseren de lagere gevoeligheidsscores voor CEC en EC in dit gebied. Hierdoor wordt deze zone ook aangeduid als weinig gevoelig voor verzuring. Dit geldt ook voor de Scherenmeers. De meest gevoelige zones zijn centraler in het studiegebied gelegen: Langendonk, zuid-oostelijk Broekmeers en de zone ten westen van Springels.

4 Locatie en staat van laantjes

4.1 Inleiding

In kader van dit project werd er een gedetailleerde digitale kaart van de aanwezige laantjes in de Kalkense meersen en het Paardenbroek gemaakt. In de zones die een botanische grasland doelstelling hebben werden naast de ligging ook de staat van onderhoud en de afwateringsrichting in kaart gebracht op het terrein. Voor de overige zones (zones binnen Kalkense meersen met andere natuurdoelstelling (geen grasland) en Paardeweide) werd geen terreinwerk verricht en is de digitalisatie gebaseerd op deskwerk.

4.2 Materiaal en Methode

Digitalisatie hydrologisch netwerk in ArcGIS

Aanmaak detail Digitaal Hoogte Model (DHM 25x25 cm): In spatialanalyst werd een gedetailleerd raster van het gehele studiegebied gemaakt van de beschikbare puntdata van de LIDAR metingen.

Op basis van recente en historische orthografische foto's en het gedetailleerde digitaal hoogtemodel van het studiegebied werd het hydrologisch netwerk van laantjes gedigitaliseerd (lijnen). De shapefile werd voorzien van een attribuutdetail met de locatie, lengte, afwateringsrichting, aanwezigheid van water in laantje (ja/nee), en huidige staat van onderhoud.

Controle digitalisatie op het terrein

De controle op het terrein in de botanische graslandzones gebeurde in de periode van 27 februari tot 9 maart 2012. De locatie, de afwateringsrichting en de onderhoudstaat van de laantjes werd geverifieerd en aangevuld op de desktop digitalisatie. Dit werd op het veld gedigitaliseerd met behulp van de YUMA veldcomputer (met ArcGIS en ingebouwde GPS functie).

Op luchtfoto's en op het terrein werden de regenwaterlenzen gekarteerd. Om na te gaan of het over regenwater of oppervlakkig grondwater ging, werd telkens de conductiviteit van het oppervlakte water gemeten met een Multilineconductiviteitsmeter.

4.3 Digitalisatie en afwerking

De regenwaterlenzen werden gedigitaliseerd.

In de attribuentabellen van de Gis-layers bevinden zich de conductiviteitsmetingen en bijhorende coördinaten. In ArcGIS werd de afwateringsrichting gevisualiseerd met behulp van pijlen op laantjes.

4.4 Gebruikte parameters lijnenkaart 'Digilineveld'

In de attribuentabel van de lijnenkaart 'Digilineveld' worden de volgende parameters gebruikt:

Type waterlichaam

Lengte

Onderhoudstaat

Richting afwatering (windrichting)

Aanwezigheid van water in laantje

Type waterlichaam

In deze categorie komen er drie parameters voor : l = laantje, g = gracht, b = beek.

Hierbij werd vooral aandacht gegeven aan het digitaliseren van de laantjes.

Lengte

De lengte van de water lichamen wordt rechtstreeks door ArcGis berekend.

Onderhoudstaat laantje

De onderhoudstaat van een laantje wordt ingeschat op het veld en wordt in vier categorieën ingedeeld:

1 = geen onderhoud; laantje is nauwelijks te herkennen

2 = beperkt onderhoud; laantje als flauw hellende depressie zichtbaar in perceel (waar afstromend water zich kan verzamelen), niet aangetakt = verzamelde water infiltreert ter plaatse.

3 = gewoon onderhoud: goed herkenbare greppel tot tegen de perceelskant doorlopend, wellicht nog functioneel bij hevige regenbuien; onderhoud is nodig om afvoer regenwater vlot te laten verlopen.

4 = uitstekend onderhoud; duidelijk herkenbare greppel – functioneel = aangetakt/ kan afwateren. Recent onderhouden.

Richting afwatering

Hierbij wordt de afwateringsrichting aangeduid in windrichtingen (N, NO, O, Z, ZW, W). In het veld wordt aangeduid in welke richting het laantje aansluit of kan aansluiten aan een afvoergracht. Aan de hand van deze informatie werden de laantjes van pijlen voorzien en werd de richting van het lijn element omgedraaid indien nodig, zodanig dat de pijl de juiste richting aanwijst.

Indien er niets aangeduid staat, wil dit zeggen dat het niet duidelijk was in welke richting het laantje afstroomde en er dus ook geen duidelijk aantakking aanwezig is.

Aanwezigheid water in laantje

Hierbij wordt er aangeduid of het laantje al dan niet water bevat. Deze informatie geeft een indicatie over de functionaliteit van het laantje.

Tijdens deze studie werd geen specifieke vegetatiekartering gedaan van vegetaties in de laantjes. Hoewel deze duidelijk kunnen verschillen van de vegetatie op het perceel zelf is het uitgangspunt (op basis van terreinkennis) dat de ingrepen naar herstel en onderhoud toe geen zeldzame vegetatietypes zal vernietigen.

Bespreking kaart

Het resultaat is weergegeven in Kaart 1, Kaart 2 en Kaart 3. In totaal werden 1335 laantjes gekarteerd, samen een totale lengte van 111 km. In Paardenbroek zijn maar enkele laantjes aanwezig. De totale lengte aan laantjes in de Kalkense meersen is ongeveer 98 km. In Tabel 4-1 wordt een overzicht getoond van de lengte per gekarteerde onderhoudsklasse. Hieruit blijkt dat ongeveer 46km laantjes gelegen is in zones die geen natuurdoeltype nastreven waarvoor deze oppervlakkige begreppeling noodzakelijk is. Het betreft hier vooral moeras- en rietvegetaties. Ongeveer dezelfde lengte aan laantjes is echter wel in botanische doelzones gelegen en is niet onderhouden. Deze laantjes zijn nog moeilijk herkenbaar in het landschap. Nog eens een vergelijkbaar aandeel van laantjes is enigszins tot recent onderhouden.

Tabel 4-1. Lengte van de laantjes per onderhoudsklasse in de Kalkense meersen en Paardenbroek

ONDERHOUDSKLASSE	LENGTE (M)
1 – geen	46263
2 – beperkt	27811
3 – gewoon	6768
4- recent onderhoud	2747
(leeg) – geen relevant NDT*	4851

* de laantjes werden wel gedigitaliseerd maar niet in het veld gecontroleerd – ze vallen niet in de zones waar botanische graslanden worden nagestreefd volgens de Ecosysteemvisie (Van Ryckegem et al., 2010).

5 Detailbeschrijving van de hydrologie

5.1 Inleiding

Om na te gaan wat de noodzaak is om in een perceel de ondiepe afwateringsgreppels te onderhouden of aan te leggen om de potenties te garanderen voor de abiotische standplaatsvereisten van de beoogde graslandtypes, willen we de functie van laantjes nader onderzoeken. Meerbepaald willen we in dit hoofdstuk nagaan wat de invloed is van laantjes op de aanwezigheid en de dikte van regenwaterlenzen in de bovenste bodemlagen (hydrologische gelaagdheid) (zie Figuur 2-2; zie paragraaf 2.5.1.2), op de bodem-pH en op de drainage van (bodem)water. Hiervoor vergelijken we een perceel met herstelde laantjes en een perceel met niet herstelde laantjes. In eerste instantie werd een proefperceel geselecteerd in de Molenmeers. Op dit perceel kon een herstelde zone vergeleken worden met een niet herstelde zone binnen eenzelfde perceel. Bij de start van de metingen bleek echter dat dit perceel uitgekozen werd door grutto's als broedperceel. Noodgedwongen moest naar een minder gunstig proefopzet overgegaan worden. De percelen zijn ruimtelijk gescheiden, de reliëf en bodemvariatie zijn groter, beheer en historiek van de percelen zijn verschillend en het 'niet-herstelde' perceel vertoonde toch nog functionele, weliswaar minder onderhouden laantjes. Hierdoor is de situatie minder contrasterend en de interpretatie van de data moeilijker.

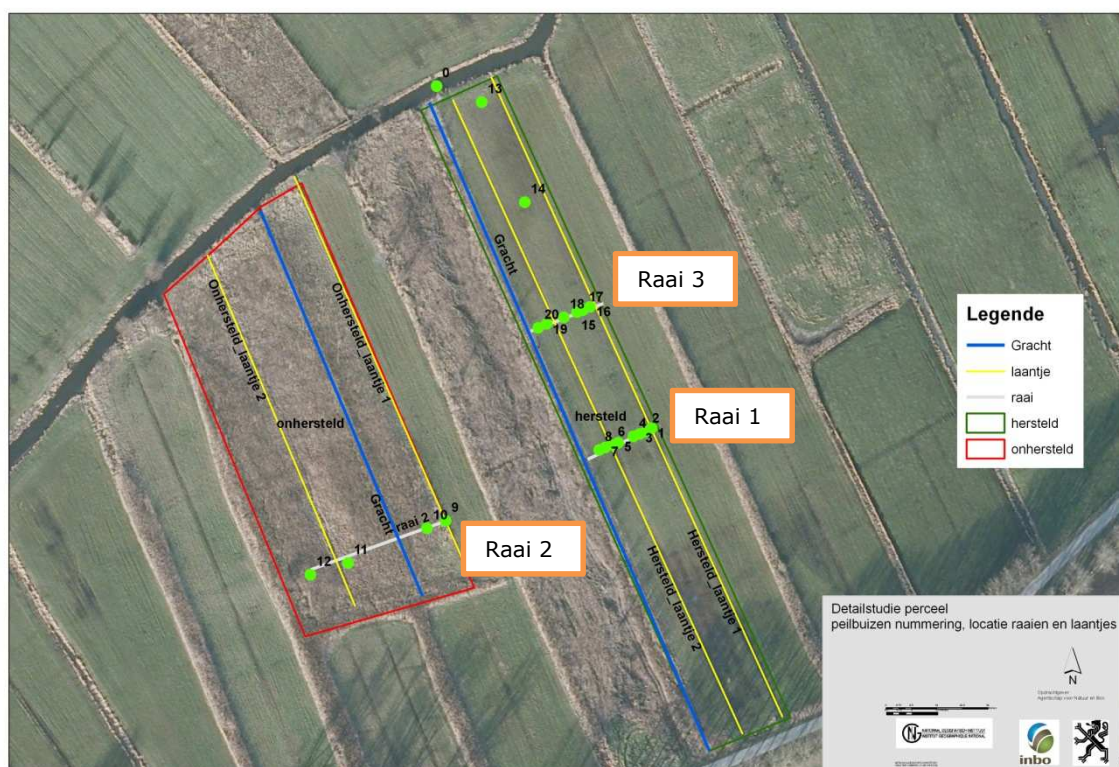
Specifiek wordt er een antwoord gezocht op de volgende vraagstellingen:

- 1) Hoe ziet de hydrologische gelaagdheid van de proefpercelen er uit?
- 2) Als we een perceel met herstelde laantjes vergelijken met een perceel met niet herstelde laantjes :
 - Zijn er verschillen in hydrologische gelaagdheid (conductiviteit) tussen beide percelen?
 - Zijn er verschillen in bodem-pH tussen beide percelen?
 - Zijn er verschillen in drainage van bodemwater tussen beide percelen?
- 3) Tot op welke afstand reikt de invloed van een laantje op:
 - Hydrologische gelaagdheid (conductiviteit)
 - Bodem-pH
 - Drainagesnelheid

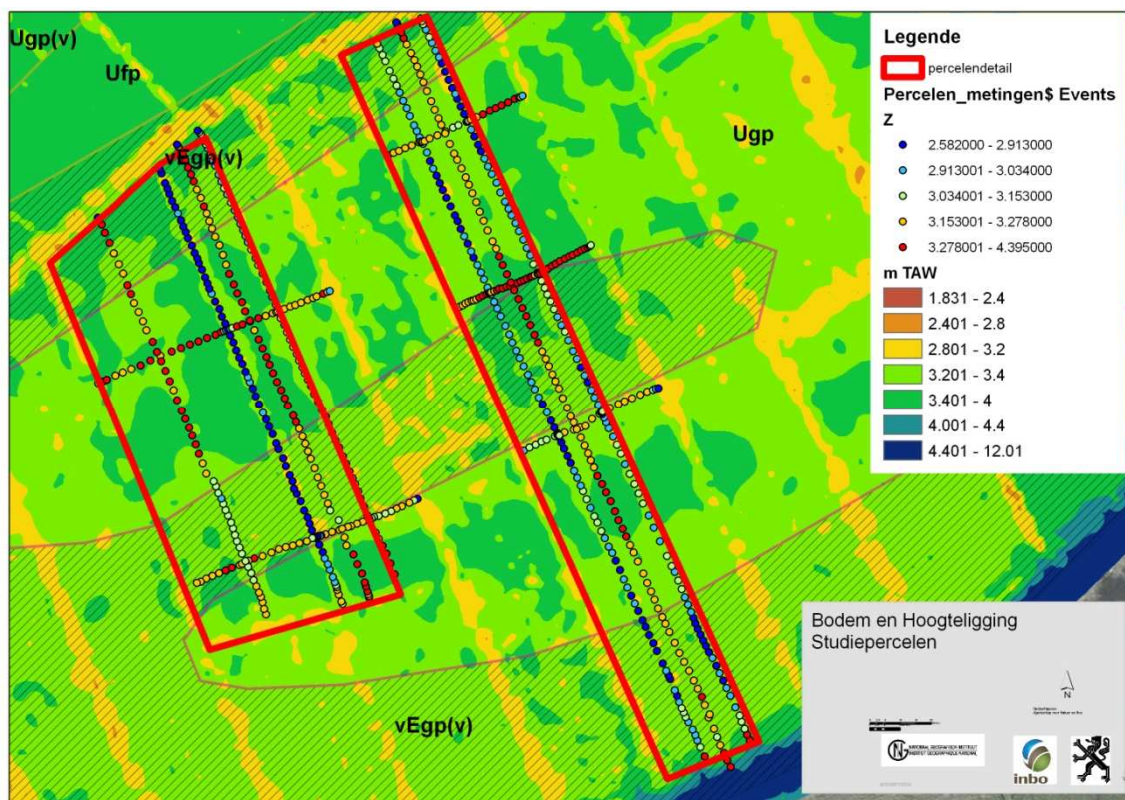
5.2 Materiaal en methode

Locatie en korte beschrijving studiegebied

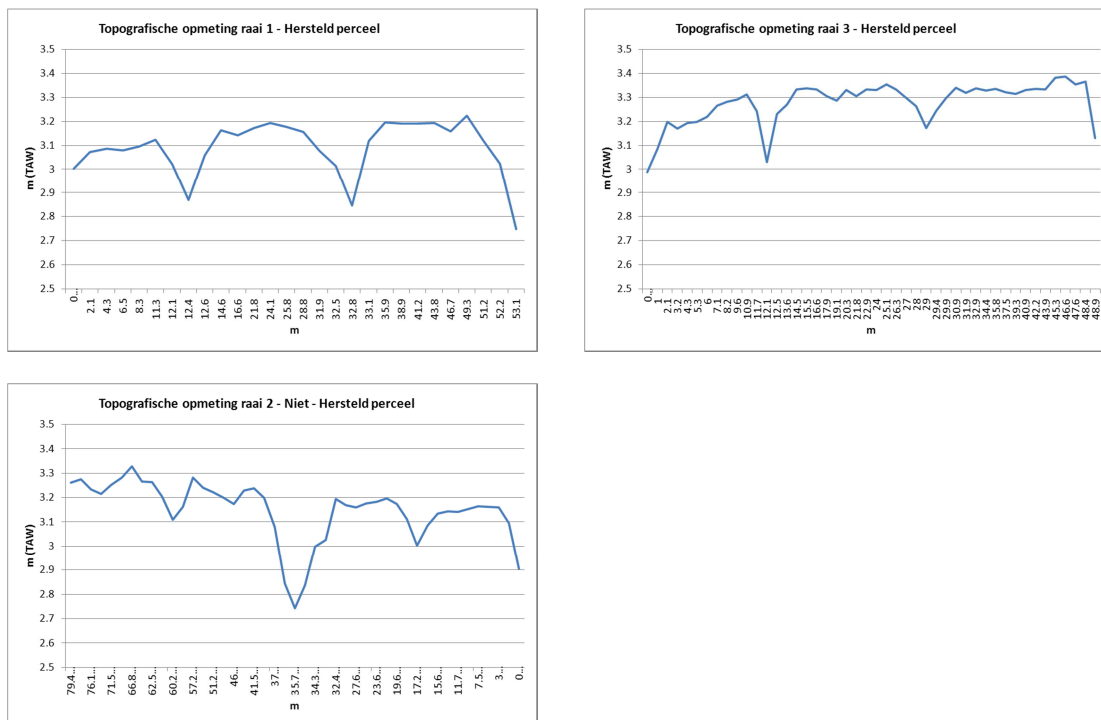
Dit onderzoek wordt uitgevoerd op 2 percelen gelegen in het zuidoosten van het studiegebied aan de Bellebeek (Figuur 5-1). De beide percelen zijn in beheer van Natuurpunt VZW. Op het westelijke perceel zijn de laantjes niet recent hersteld, dit perceel dient dan ook als controle. Het oostelijk perceel heeft twee (recent) herstelde laantjes.



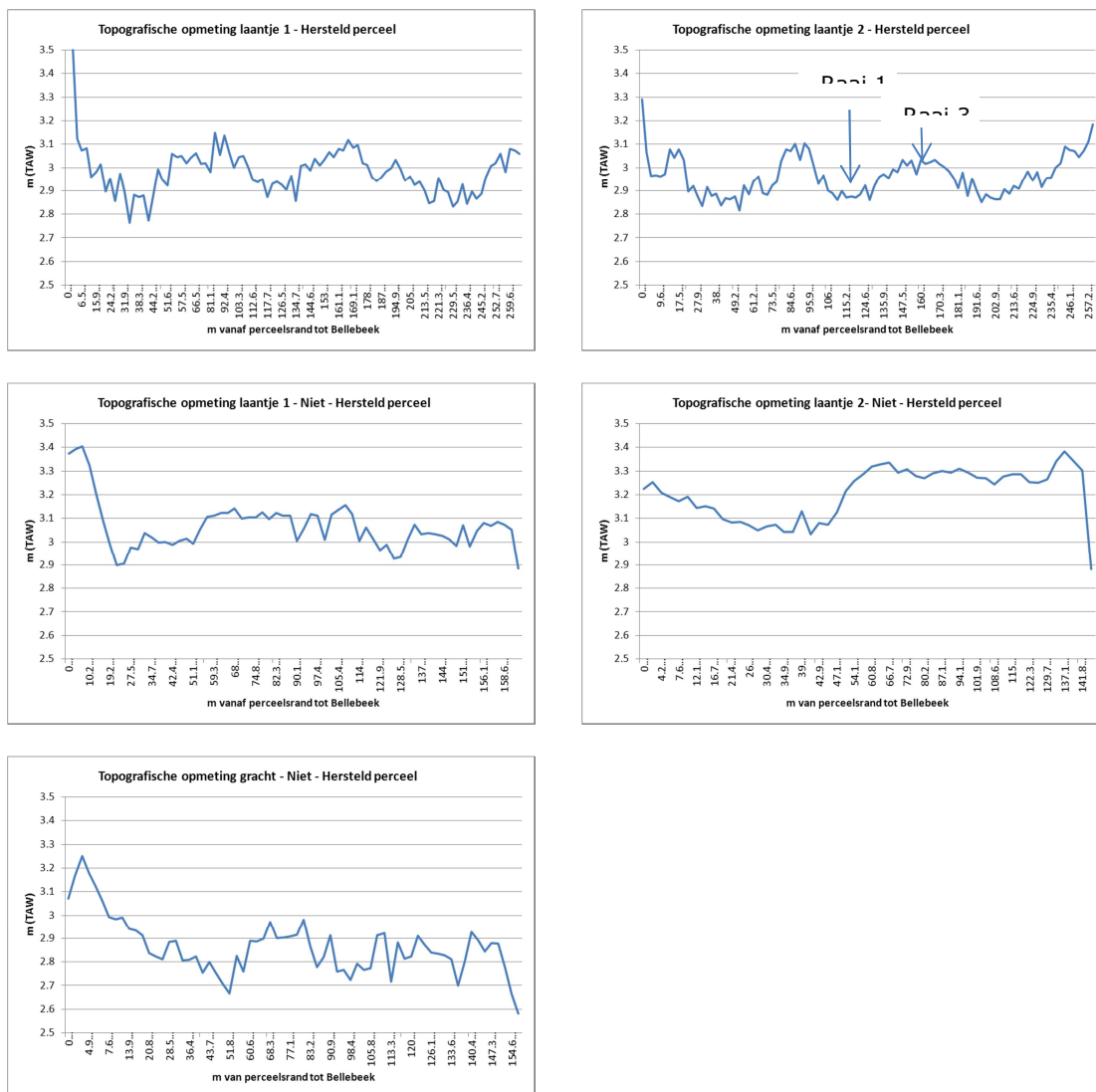
Figuur 5-1. Situering detailstudie perceel. Gelegen langsheen de Bellebeek. Nummering van filterbuizen (groene bollen).



Figuur 5-2. Bodem en hoogteligging van het studiegebied - detailstudie



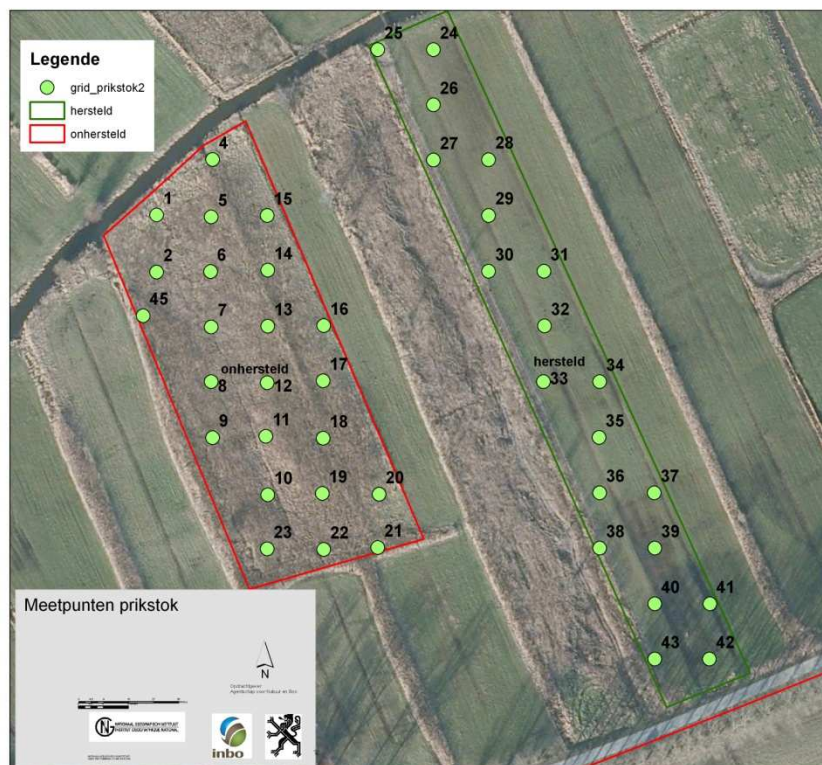
Figuur 5-3. Topografische opmetting van de dwarsraaien. Getoond van oost naar west. De drainagestructuren zijn zichtbaar.



Figuur 5-4. Topografische opmetingen van de drainage structuren in de studiepercelen. Getoond van zuid naar noord (richting Bellebeek)

Hydrologische gelaagdheid perceel

Onder invloed van regenwater is bodemwater gelaagd (zie paragraaf 2.5.1.2). Het diepere grondwater is meer basisch en wordt gekenmerkt door een hogere conductiviteit ($>400 \mu\text{S}/\text{cm}$) dan de meer oppervlakkige waterlagen die beïnvloed zijn door regenwater. Deze zijn zuurder en worden gekenmerkt door een lage conductiviteit ($0-200 \mu\text{S}/\text{cm}$) tussenin bevindt zich een mixzone (conductiviteit tussen $200-400 \mu\text{S}/\text{cm}$). We verwachten dat op een perceel met goed werkende laantjes de regenwaterinvloed kleiner zal zijn en de ondergrondse regenwaterlens dus ook minder diep meetbaar zal zijn dan in een perceel met niet-goed werkende laantjes. Om deze hypothese te testen wordt de hydrologische gelaagdheid in kaart gebracht. Dit wordt gedaan door de verschillende bodemwaterlagen van elkaar te onderscheiden op basis van conductiviteit. Een manier om dit te doen is de conductiviteit van het bodemwater te meten op verschillende dieptes. Conductiviteit werd gemeten met een prikstok (Electrische geleidbaarheidsmeter, Eijkelkamp 2003) volgens een grid van $20 \times 20\text{m}$ op de studiepercelen telkens op drie dieptes (20-40-60 cm) (Figuur 5-5). De prikstok meet de weerstand van de bodem. Deze kan als proxy gebruikt worden voor bodemwaterconductiviteit. Hierbij is het belangrijk dat de bodem waterverzadigd is en dat de vergelijking gebeurt tussen gelijkaardige bodemtypes.



Figuur 5-5- meetpunten prikstokmetingen (conductiviteit)

Effect van laantjes op hydrologische gelaagdheid - raai

Om een meer gedetailleerd beeld te krijgen van het effect van laantjes op de aanwezigheid van ondergrondse regenwaterlenzen, en om te zien hoever de invloed van een laantje reikt, wordt de verandering in hydrologische gelaagdheid in functie van de locatie van de laantjes in kaart gebracht. Hiervoor werden de conductiviteit en pH van het bodemwater gemeten langsheen de verschillende raaien (Figuur 5-1) op 4 dieptes: 0, 20, 40, 60 cm onder maaiveld. In de raaien werden op bepaalde afstand tot laantjes filterbuizen geplaatst. De rhizons (zie volgende paragraaf) werden steeds vlak naast de peilfilters geïnstalleerd. Er werden metingen uitgevoerd in het laantje; dicht bij het laantje 0-5 m van laantje; en verder van het laantje. Voor de duidelijkheid werd gekozen voor analyses met afstand als discrete variabele. Afstand als continue variabele gaf dezelfde resultaten.

Er werden stalen van het bodemwater genomen en hiervan werden de conductiviteit en pH met een multiprobe gemeten. De bodemwateronttrekking gebeurde met rhizons (Figuur 5-6).



Figuur 5-6–Rhizon sampler

Deze bestaan uit een poreus staafje dat verbonden is via een dunne darm met een 100 ml spuit. De spuit wordt dan vacuum getrokken, waardoor er een onderdruk in het poreuze staafje wordt gecreëerd en zo bodemwater wordt opgezogen. Van het bodemwater dat werd opgevangen in de spuit werden de pH en conductiviteit gemeten. Merk op dat er hier gewerkt wordt met bodemwaterstalen ipv prikstokmetingen om de conductiviteit te bepalen. Dit stelt ons immers in staat om naast conductiviteit ook pH te meten. Naast de analyse van bodemwater verzameld met rhizons werd er ook een chemische analyse van het grondwater uitgevoerd. Hiervoor werden 10 ondiepe filterbuizen bemonsterd (1 m diep). (1-4, 9-11, 2 dichtst bij Bellebeek) (Data in Watinadatabank opgenomen).

Verandering in grondwaterstand in functie van laantjes en Bellebeek

Om na te gaan wat het effect is van laantjes op de afvoer van water, werd de grondwaterstand gemeten langsheen de verschillende raaien. Hiervoor werden er in het totaal 21 divermetingen uitgevoerd. Op 11 april 2012 werden op beide percelen filterbuizen (met filtersok) geplaatst langsheen raaien die loodrecht op het perceel staan (zie Figuur 5-1). De volledige filterbuizen waren 1 meter lang, 5 cm in diameter en kwamen niet boven het maaiveld uit. De filterbuizen in de laantjes kwamen tot 10 cm boven het waterniveau. Alle filterbuizen werden van divers voorzien met een uurlijkse meetfrequentie gedurende 3 maanden.

- Op het oostelijke perceel werden er aanvankelijk 8 filterbuizen geplaatst, nadien werden er nog 6 filterbuizen bijgeplaatst op raai 3, op een raai noordelijk van de oorspronkelijk raai.

- Langsheen raai 2 op het westelijk perceel werden er 4 filterbuizen geplaatst.

Bovendien werd er ook 1 diver in de Bellenbeek gehangen en 3 filterbuizen geplaatst loodrecht op de bellenbeek.

5.3 Resultaten en discussie

Beschrijving van de percelen:

Bodem en digitaal hoogtemodel: Figuur 5-2 toont het bodemtype en reliëf van de studiepercelen. De bodemkaart toont twee wiggen van natte zware kleibodem (bodemtype Ugp), met daartussen zones van natte klei (Egp). Deze laatste zones zijn volgens de bodemkaart gelegen op een veensubstraat. Ondiepe boringen toonden geen duidelijke veenlaag (>1m diep (?)) en soms werd zandiger materiaal gevonden onder de kleiige toplaag, dit is niet af te lezen in de bodemkaart. Figuur 3-2 toont aan dat de gemiddelde conductiviteit van het bodemtype Ugp iets hoger is dan de conductiviteit van het bodemtype Egp. De verschillen zijn echter niet significant. Het digitaal hoogtemodel toont dat de zones met zwaardere klei iets hoger gelegen zijn dan de kleizones met klei. Indien de drainage van de lage delen minder goed is, zijn de lichtere klei bodems mogelijk meer beïnvloed door regenwater.

Topografische opmetingen: Figuur 5-2 toont ook de topografie van de proefpercelen. Op het westelijk perceel (niet herstellende laantjes) is laantje 1 (oostelijk) minder uitgediept dan laantje 2 (westelijk) (gemiddelde diepte resp. 3.26 mTAW en 3.20 mTAW). Er is in het perceel wel een centrale gracht aanwezig met bodempeil van circa 2.8 mTAW en een aantakking met de Bellebeek op circa 2.6 mTAW.

Op het oostelijk perceel (herstellende laantjes) zijn beide laantjes gemiddeld even diep (gemiddelde diepte resp. 2.99 mTAW en 2.98 mTAW), laantje 1 (oostelijk) heeft een drempel naar Bellebeek op circa 3.1 mTAW; laantje twee heeft een hogere drempel naar de Bellebeek toe circa 3.26 mTAW. De afwatering van dit laantje verloopt hoofdzakelijk via de gracht op de perceelsgrens door een verbinding ter hoogte van dwarsraai 1. Verder zien we dat raai 1 lager gelegen is dan raai 2. Raai 3 is het hoogst gelegen.

Hydrologische gelaagdheid perceel

Figuur 5-7 en Figuur 5-8 geeft de gemiddelde conductiviteit weer per diepte. De metingen tonen dat de toplaag vooral uit een mixzone van regenwater en grondwater bestaat. Op een diepte van 40 cm is de gemiddelde conductiviteit het hoogst (1131 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Op 60 cm daalt de gemiddelde conductiviteit tot 953 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Verder gaan we per diepte na of er een significant verschil is tussen beide percelen. We willen immers de volgende hypothesen testen:

- Het perceel met de slecht onderhouden laantjes (westelijk perceel) ondervindt meer effect van regenwater (lagere conductiviteiten gemeten), dan het perceel met goed onderhouden laantjes (oostelijk perceel).

Bij het testen van deze hypothesen is het belangrijk om rekening te houden met bodemtype en hoogteligging. Hiervoor voeren we telkens een 3wegs ANOVA uit met als factoren: bodemtype, hoogte en perceel. De afhankelijke variabele is conductiviteit. Voor elk meetpunt hebben we bepaald of het laag (3.20-3.40 mTAW) of hoog gelegen (3.40-3.60 mTAW) is.

5.3.1.1 Conductiviteit 0-20 cm

Tabel 5-1: resultaten van een driewegs ANOVA, met hoogte, bodemtype en perceel als factoren, en conductiviteit op 20 cm als afhankelijke variabele.

	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
bodem	1	22973	22973	0.2507	0.6198
perceel	1	419253	419253	4.5751	0.0397
hoogte	1	96340	96340	1.0513	0.3124
bodem*perceel	1	4174	4174	0.0455	0.8323
bodem*hoogte	1	185	185	0.0020	0.9644
perceel*hoogte	1	313403	313403	3.4200	0.0731
bodem*perceel*hoogte	1	166	166	0.0018	0.9663
Residuals	34	3115662	91637		

De analyse toont dat het westelijk perceel een significant hogere conductiviteit (grotere grondwaterinvloed) heeft dan het oostelijk perceel (gemiddelde EC: 709 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vs 512 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Er lijkt ook een effect van hoogteligging te zijn dat verschilt tussen de percelen (niet niet significant). De laagst gelegen delen van beide percelen vertonen de grootste verschillen. Het perceel met niet-herstellende laantjes (westelijk perceel) vertoont een grotere grondwaterinvloed (hogere conductiviteiten) (Figuur 5-9). Dit is tegengesteld aan wat we verwachten. We verwachten immers dat de lager gelegen delen van het perceel met de niet-herstellende laantjes minder goed draineren en hierdoor de conductiviteiten lager zijn.

Bovenstaande metingen zijn een eerste indicatie dat het perceel met de niet-herstellende laantjes (nog) geen nadelige effecten ondervindt van minder goed onderhouden laantjes. De lagere conductiviteiten op het herstellende perceel kunnen veroorzaakt worden door 1) herstellende laantjes zijn nog niet functioneel in het

volledige perceel. In het perceel is er een veel langere drainage afstand tot Bellebeek. Veldwaarneming en topografische opmeting bevestigen dit: moeilijke drainage voor zone tegen de steilrand aan 2) bodemverschillen – herstelde perceel strekt zich uit tot tegen de steilrand – die zandig is. Deze zandinmenging (of veen?) in de bovenste bodemlaag kan bijkomende verklaring zijn voor lagere conductiviteiten gemeten met de prikstok.

5.3.1.2 Conductiviteit 20-40 cm

Het verschil in conductiviteit tussen beide percelen gemeten op een diepte van 20-40 cm is niet meer significant (Figuur 5-10). Beide percelen hebben een conductiviteit die rond de 1220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ligt. Wat er op wijst dat beide percelen op die diepte door grondwater worden beïnvloed.

Tabel 5-2: resultaten van een driewegsANOVA, met hoogte, bodemtype en perceel als factoren, en conductiviteit op 20-40 cm als afhankelijke variabele.

	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
bodem	1	45537	45537	0.6871	0.4129
perceel	1	111698	111698	1.6854	0.2029
hoogte	1	88068	88068	1.3289	0.2571
bodem*perceel	1	48626	48626	0.7337	0.3977
bodem*hoogte	1	99557	99557	1.5022	0.2288
perceel*hoogte	1	129526	129526	1.9544	0.1712
bodem*perceel*hoogte	1	19018	19018	0.2870	0.5957
Residuals	34	2253309	66274		

5.3.1.3 Conductiviteit 40-60 cm

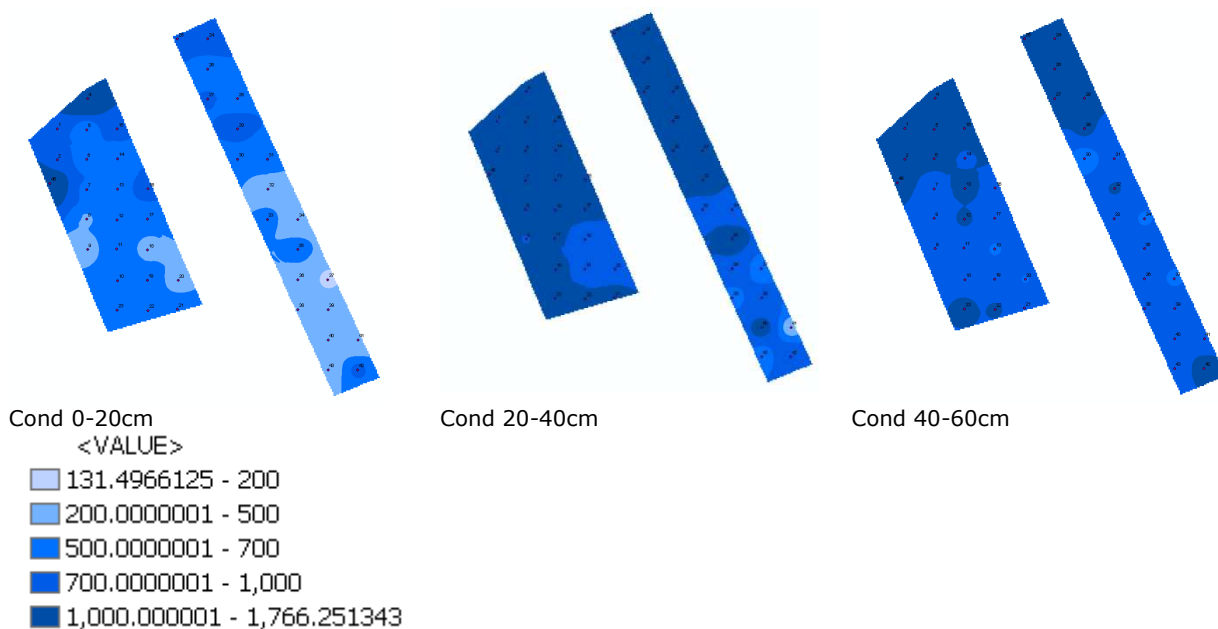
Ook op de diepte tussen 40-60 cm zijn er geen verschillen meer waar te nemen tussen de 2 percelen (Figuur 5-11), noch tussen de verschillende hoogtes of bodemtypes. Hoewel we hier een significant effect zien bij de driewegsinteractie (Perceel*bodem*hoogte), gaat het hier eerder om een artefact aangezien er in elke categorie slecht 1 replica aanwezig is.

Tabel 5-3 resultaten van een driewegsANOVA, met hoogte, bodemtype en perceel als factoren, en conductiviteit op 40-60 cm als afhankelijke variabele

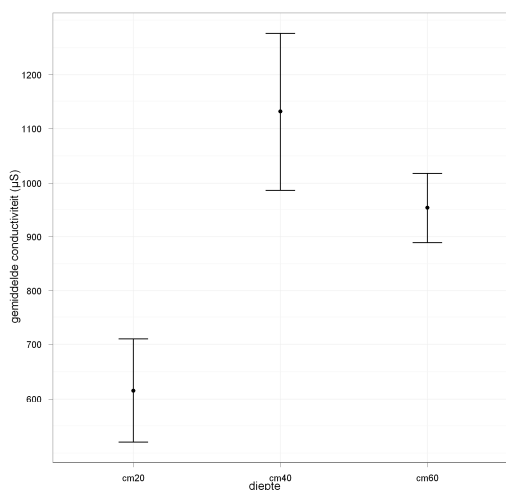
	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
perceel	1	34993	34993	0.8839	0.3538
bodem	1	58075	58075	1.4670	0.2342
hoogte	1	29550	29550	0.7464	0.3937
Perceel*bodem	1	9643	9643	0.2436	0.6248
Perceel*hoogte	1	13146	13146	0.3321	0.5682
Bodem*hoogte	1	21610	21610	0.5459	0.4651
Perceel*bodem*hoogte	1	317915	317915	8.0306	0.0077
Residuals	34	1345996	39588		

Uit deze analyse kunnen we het volgende besluiten:

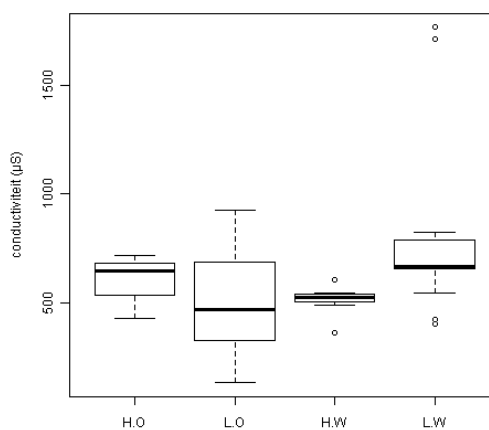
- De conductiviteit neemt niet lineair af met toenemende diepte, maar bereikt een piek op 40 cm.
- Op de grotere dieptes (20-40 cm en 40-60cm) zijn beide percelen even sterk beïnvloed door grondwater.
- Enkel in de meest oppervlakkige laag wordt er een verschil in conductiviteit vastgesteld tussen beide percelen. Tegengesteld aan de hypothese heeft het niet-herstelde perceel de dunste regenwaterlens (i.e. hoogste conductiviteit). Dit is vooral zichtbaar in de lager gelegen delen van het perceel.



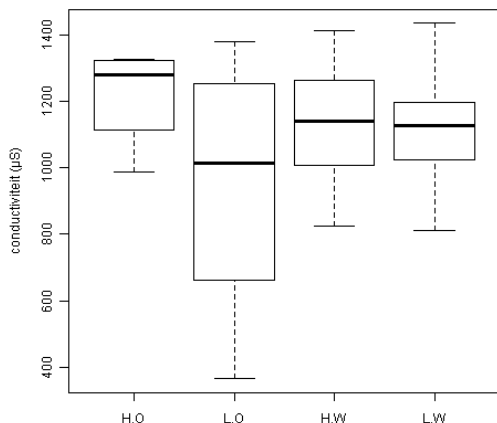
Figuur 5-7. Conductiviteit bodem ($\mu\text{S}/\text{cm}$) op verschillende dieptes zoals bepaald met de prikstok. Klassegrenze volgens legende.



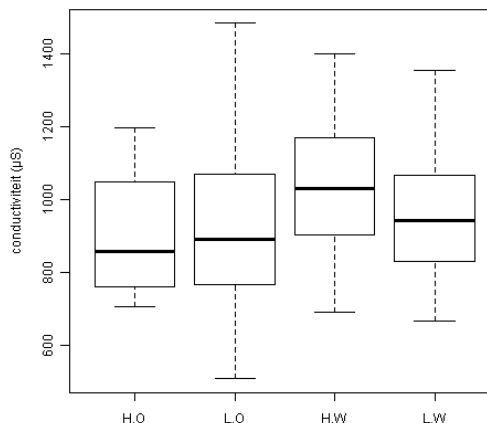
Figuur 5-8 – gemiddelde conductiviteit per diepte cr 20= 0-20 cm, cm40= 20-40 cm, cm60=40-60 cm.



Figuur 5-9 – boxplots voor gemeten conductiviteiten op diep 0-20 cm. H = hogere gelegen delen, L =lager gelegen delen
O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld)



Figuur 5-10 – boxplots voor gemeten conductiviteit op diepte 20-40cm. O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld)



Figuur 5-11 – boxplots voor gemeten conductiviteiten gemeten op 40-60 cm. H = hogere gelegen delen, L = lager gelegen delen; O = oostelijk perceel (hersteld), W = westelijk perceel (niet hersteld)

Verandering gelaagdheid in functie van afstand tot laantjes

5.3.1.4 Data

Metingen van conductiviteit en pH in functie van de locatie van laantjes werden uitgevoerd op 17/04/2012 en 15/05/2012. In mei werden er significant hogere conductiviteitswaarden gemeten dan in april ($F_{1,89} = 7.23$; $p < 0.001$). Dit is vermoedelijk te wijten aan een technisch probleem door mineralisatie processen in en rondom de rhizons in raai 2 (rhizons niet luchtdicht afgesloten). In de tussenliggende periode waren er geen overstromingen vanuit de Bellebeek met oppervlaktewater gekenmerkt door hogere conductiviteiten. De grondwaterstand op 17/04 verschilde nauwelijks van deze op 15/05 (zie 5.3.1.6).

Er werd echter geen verschil vastgesteld in pH tussen beide dagen ($F_{1,87} = 0.19$; $p = 0.66$). Omwille van dit dageffect wordt voor de verdere statistische analyse de conductiviteitsdata telkens gesplitst over beide dagen. Gezien er geen verschillen werden waargenomen in pH tussen beide dagen, worden deze gegevens samengenomen in de verdere analyses.

In de volgende analyse wordt de volgende hypothese getest:

- de invloed van regenwater zal groter worden in de verschillende lagen, naarmate de afstand tot de laantjes toeneemt.

Dit wordt getest door de conductiviteit en pH gemeten op de verschillende afstanden met elkaar te vergelijken rekening houdend met de diepte en de verschillende percelen. Voor de afstand tot de laantjes gebruiken we discrete waarden: 0 = meetpunten in het laantje, 1 = meetpunten het dichtst bij het laantje, 2 = meetpunten verder verwijderd van het laantje.

5.3.1.4.1 Conductiviteit

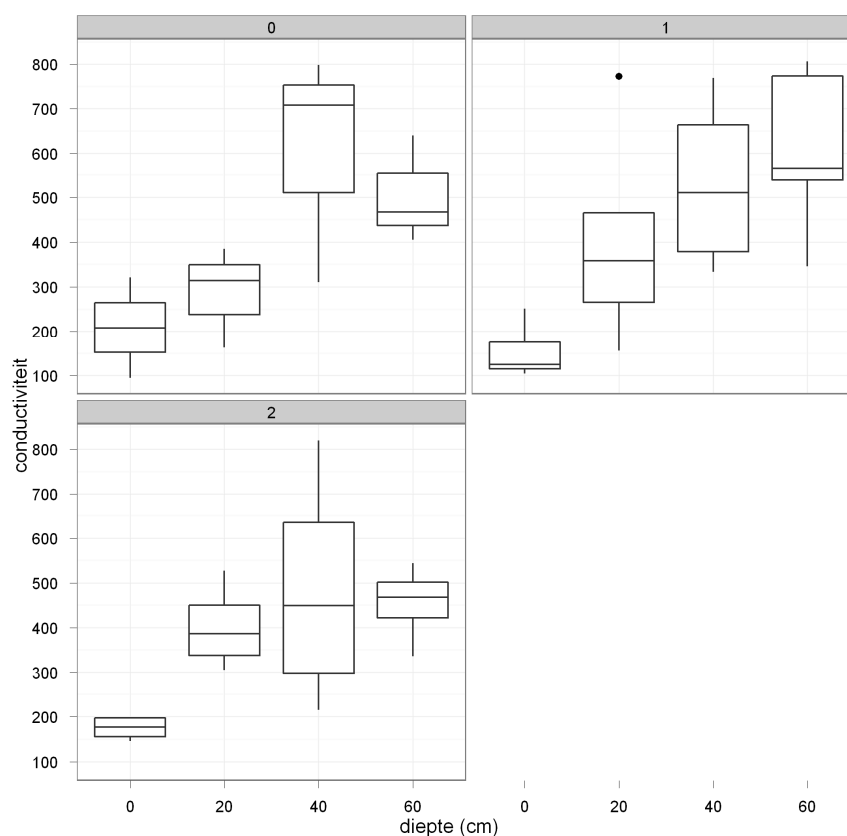
De resultaten van een driewegsANOVA met als factoren 'afstand tot laantje', 'diepte' en 'raai' en afhankelijke 'conductiviteit' (Tabel 5-4) geven weer dat de conductiviteit niet verandert naarmate het meetpunt verder van het laantje verwijderd is. De conductiviteit van het bodemwater verandert wel significant met de diepte conform de metingen op perceelniveau met de prikstok. De conductiviteit gemeten in april neemt toe met toenemende diepte en bereikt zijn hoogste waarden op 40-60 cm (Figuur 5-12).

Hoewel er geen significant verschil gevonden werd tussen de 2 raaien, toont Figuur 5-13 wel een ander beeld voor beide raaien. Langsheen raai 2, op het niet herstelde perceel, is het verschil in conductiviteit tussen de meest oppervakkige bodemlaag (0 cm) en de bodemlaag daaronder (20 cm) groter dan langsheen raai 1. De invloed van het regenwater lijkt dus dieper door te dringen in de bodem langsheen raai 1. Deze waarneming kan veroorzaakt worden doordat raai 1 gelegen is in een lagere zone van het perceel en het regenwater hier dus minder vlot gedraineerd wordt. De conductiviteit bereikt langsheen raai 1 (hersteld) zijn maximale waarde 40 cm diep en neemt terug af dieper. In raai 2 neemt de conductiviteit gradueel toe tot 60 cm diep.

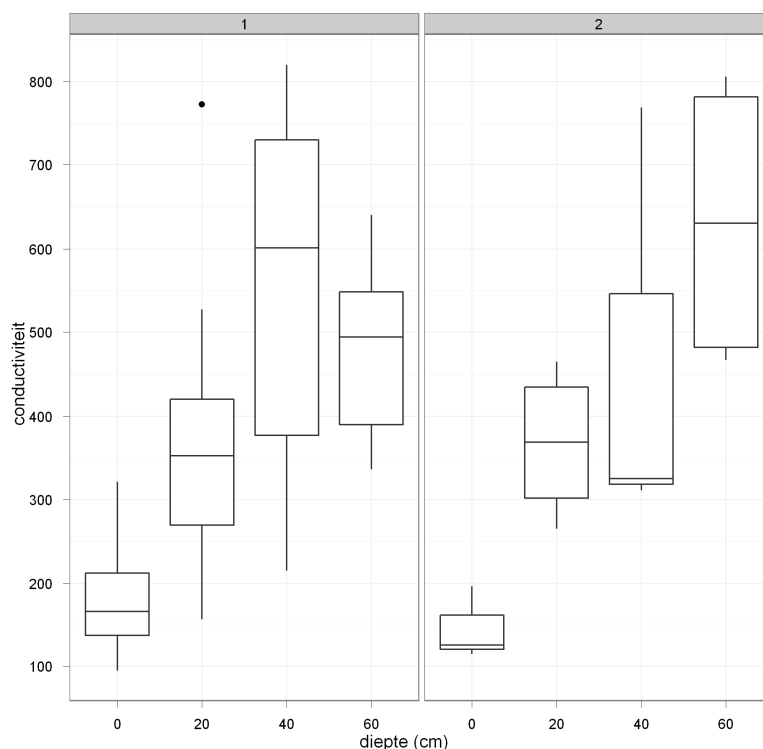
Een vergelijking tussen de conductiviteitsmetingen ahv de prikstok en ahv rhizons in de raaien kon maar bekeken worden voor een 8-tal punten. Deze dataset is te klein om uitspraken te doen. Een verkennende analyse toont aan dat er een positief verband bestaat tussen de metingen. De lineaire trend is echter laag ($r^2 = 0.18$). De vastgestelde gelaagdheid met de rhizons en prikstok in de raaien is ook waargenomen bij de perceelsdekkende conductiviteitsmetingen met prikstok.

Tabel 5-4 - Resultaten driewegsANOVA met 'diepte', 'locatie' en 'raai' als afhankelijke factor en 'conductiviteit' als afhankelijke variabelen. Meetresultaten van april. P-waarden in het vet aangeduid zijn significant

	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
locatie	2	16552	8276	0.3048	0.7402
diepte	3	983778	327926	12.0781	<0.001
raai	1	435	435	0.0160	0.9003
locatie*diepte	6	94761	15794	0.5817	0.7412
locatie*raai	2	96887	48443	1.7842	0.1904
diepte*raai	3	76305	25435	0.9368	0.4389
locatie*diepte*raai	5	193221	38644	1.4233	0.2533
Residuals	23	624463	27151		



Figuur 5-12–boxplots met mediane conductiviteit per locatie en per diepte. 0= gemeten in het laantje, 1 = meting dichtst bij het laantje; 2= meting meest verwijderd van het laantje



Figuur 5-13 - boxplots met mediane conductiviteit gemeten in april per laantje en voor beide percelen. 1 =raai op herstel perceel; 2= raai op niet hersteld perceel

5.3.1.4.2 pH

Gezien er geen verschil tussen de meetresultaten van april en mei (binnen eenzelfde raai) werd gevonden, wordt de volgende analyse op de volledige dataset uitgevoerd. De 3 wegs ANOVA toont dat er geen significant locatie effect is op de pH (algemeen alle raaien beschouwd). De oorspronkelijke vraag stelling of er een afstandseffect is vast te stellen in de percelen tot de laantjes kan dus niet aangetoond worden. De metingen tonen wel een subtiel doch significant verschil in pH gemeten op de verschillende diepten (Figuur 5-14). De laagste pH wordt gemeten in de toplaag. Op diepte 20cm stijgt de pH en blijft op hetzelfde niveau. De pH verschilt significant tussen de raaien. $pH \text{ raai 3} > pH \text{ raai 1} > pH \text{ raai 2}$. De verschillen zijn significant (Figuur 5-15). We veronderstellen dat de bodemkenmerken (textuur, drainage) vergelijkbaar zijn. Het voornaamste verschil tussen de raaien (behalve hersteld – niet hersteld) is de topografie. Raai 3 is iets hoger gelegen (gemiddeld 20 cm). In de meetperiode was de grondwaterstand nabij het maaiveld (+/- 10cm). In deze periode lijkt er een verschil in drainage (zie XX) te zijn die zich vertaalt in een pH nuance tussen de raaien. In de hoger gelegen raai 3 is er minder regenwater invloed door een betere drainage (hoger + laantjes hersteld), raai 1 (laag gelegen – meer regenwater invloed – hersteld laantje), raai 2 (laag gelegen – meer regenwater invloed en minder vlote drainage door onhersteld laantje) (zie ook 5.2 – beschrijving van de percelen). Tenslotte wordt er ook een significante interactie aangetroffen tussen de locatie van de meetpunten en de raaien langwaar de meetpunten zich bevinden. Dit betekent dat het pH-profiel langsheen de verschillende raaien verschilt in afstand (locatie) tot de laantjes. Indien we de pH onderzoeken in de raaien afzonderlijk is er geen afstandseffect aantoonbaar.

Als we enkel beide percelen met elkaar vergelijken zien we dat de gemiddelde pH gemeten op het niet-herstelde perceel significant lager is dan de pH op het perceel met de herstelde laantjes (gemiddelde pH 6.17 vs 6.54 respectievelijk; $(F_{1,42})=4.35$, $p = 0.042$). Gezien de verschillende topografische details is dit verschil mogelijk te wijten aan een combinatie van factoren (hoogteligging, betere regenwaterafvoer door laantjes).

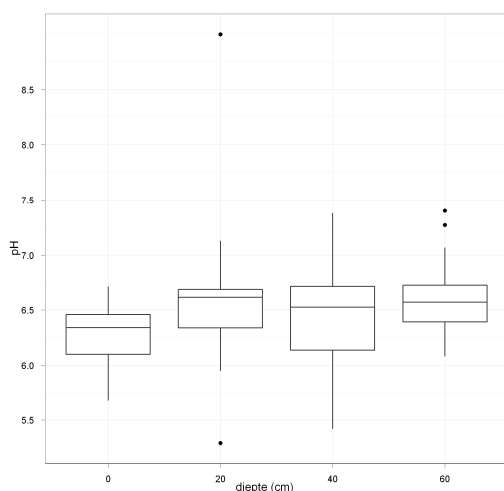
Uit deze analyses kunnen we het volgende besluiten:

- Er zijn geen significante verschillen gevonden in conductiviteit en pH gemeten op verschillende afstanden tot de laantjes
- De conductiviteit is het hoogst op 40 cm diepte en daalt op 60 cm diepte (raai 1 herstelde perceel) en neemt gradueel toe tot 60 cm in raai 2 (niet-hersteld).
- De pH is het laagst in de toplaag. Enige invloed van verzurend regenwater is niet meer meetbaar op een diepte van 20 cm. Op grotere diepte (40 en 60 cm) blijft pH eerder stabiel en vergelijkbaar met 20 cm diepte.

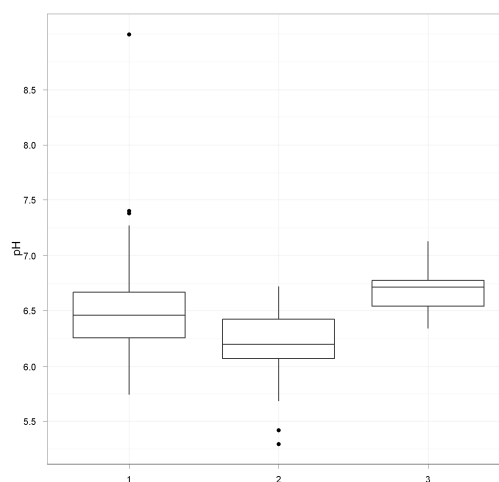
- Langsheen raai 3 worden hogere pH waarden gemeten. Dit is mogelijk te wijten aan een vlottere drainage. De hogere ligging en de aanwezigheid van functionele laantjes kunnen hiervoor zorgen nabij raai 3. Dit kon niet bevestigd worden met de conductiviteitsmetingen (verstoorde metingen, zie 5.3.1.4).

Tabel 5-5 - Resultaten driewegsanova met 'diepte', 'locatie' en 'raai' als afhankelijke factor en 'pH' als afhankelijke variabelen. Meetresultaten van mei. P-waarden in het vet aangeduid zijn significant

	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
Locatie	2	0.0667	0.0334	0.2368	0.7897
Diepte	3	2.0784	0.6928	4.9167	0.0035
Raai	2	3.7249	1.8625	13.2178	0.0000
locatie*diepte	6	0.4342	0.0724	0.5135	0.7964
locatie*raai	3	1.5185	0.5062	3.5924	0.0173
diepte*raai	6	0.6409	0.1068	0.7581	0.6049
locatie*diepte*raai	9	1.4809	0.1645	1.1678	0.3273
Residuals	78	10.9906	0.1409		



Figuur 5-14 – boxplots met mediane pH gemeten op de verschillende dieptes.



Figuur 5-15 - boxplots met mediane pH gemeten per raai. 1 =meest zuidelijke raai op hersteld perceel; 2= raai op niet hersteld perceel, raai 3= meest noordelijke op hersteld perceel

Verandering in grondwaterstand in functie van de afstand tot de laantjes en de Bellebeek

5.3.1.5 Neerslagdata

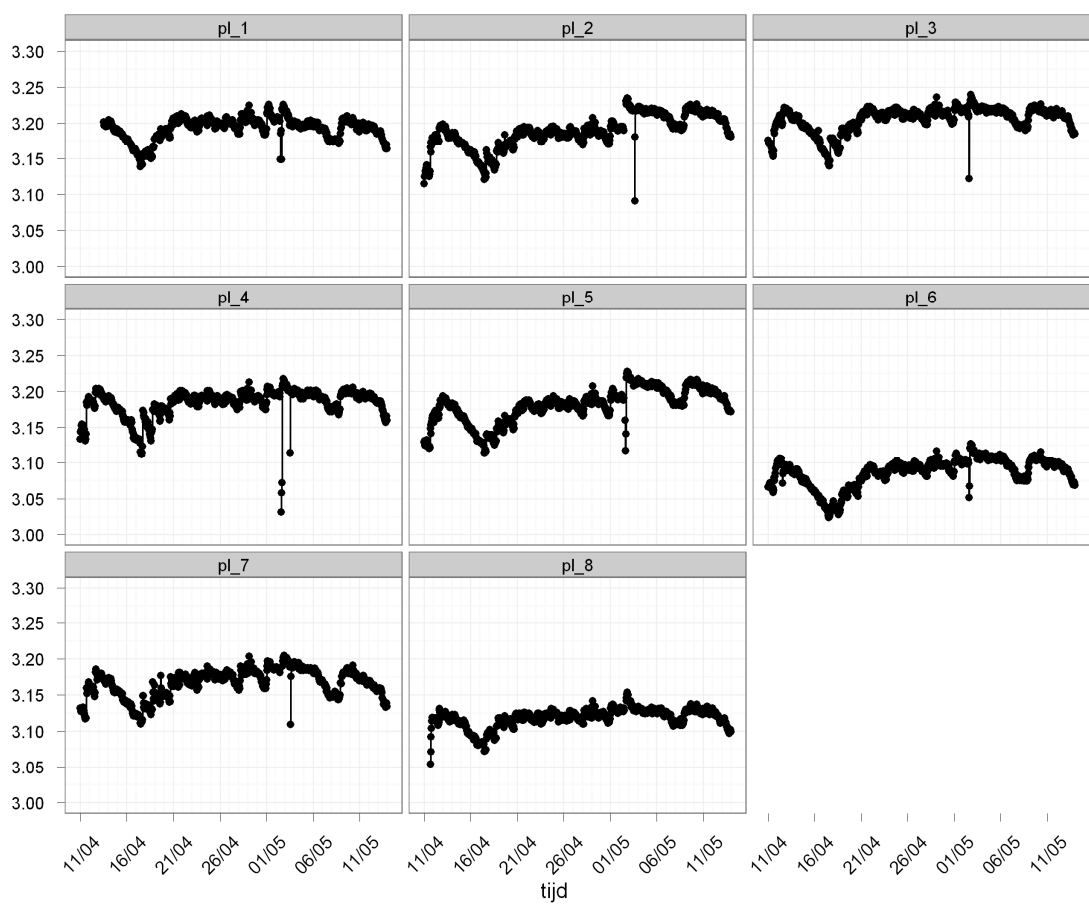
De neerslaggegevens werden geselecteerd uit de data van het dichtstbijgelegen weerstation (Denderbelle, 12 km vogelvlucht, hydronet.be). We gaan ervan uit dat deze in grote lijnen het neerslagpatroon op het studiegebied weerspiegelen. Aangezien er waarschijnlijk een zeker verschil is tussen het tijdstip van een bui in het meetstation en in het studiegebied, wordt er met daggemiddelden van neerslag en waterstand gerekend in plaats van uurgemiddelden.

De grootste hoeveelheid neerslag is gevallen op 02/05/2012 (13.99 mm) en op 03/06/2012 (19.02 mm).

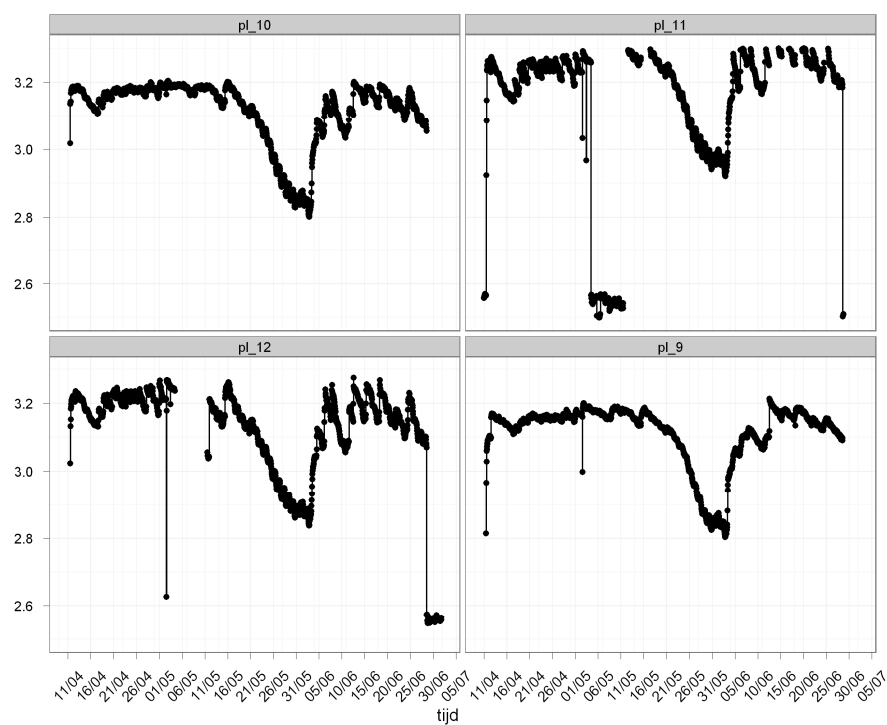
5.3.1.6 Grondwaterstanden

In de filterbuizen langsheen de verschillende raaien werd de waterstand gemeten met automatische waterstandsloggers (Figuur 5-16 - Figuur 5-20). De waterstanden langs raai 1 werden gemeten tussen de periode van 11/04/2012 tot 14/05/2012, de waterstanden langs raai 3 werden in de daaropvolgende periode gemeten (14/05/2012-1/07/2012). De waterstanden in de overige filterbuizen werden gedurende de ganse periode gemeten.

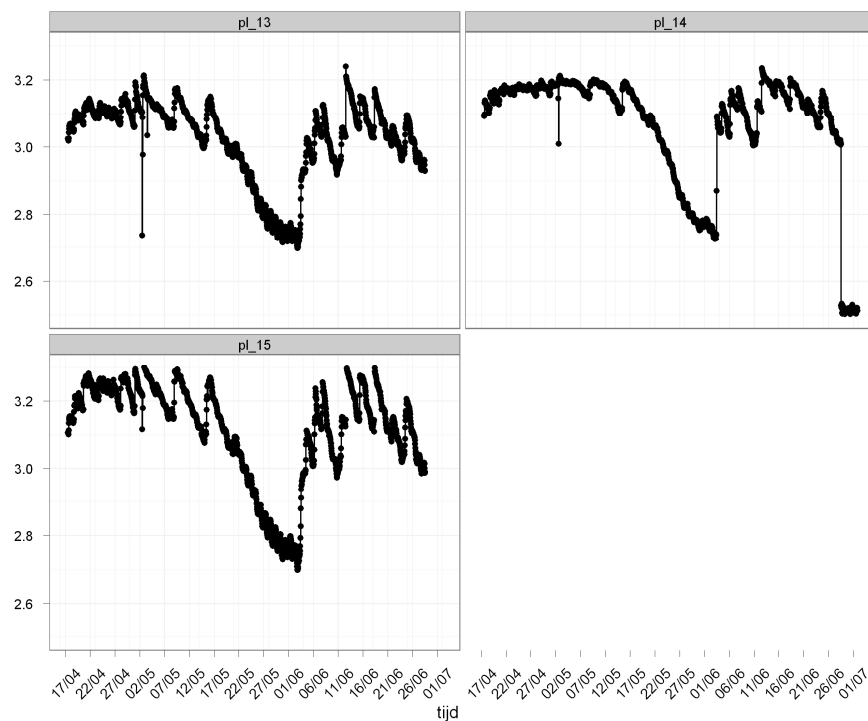
- De grondwaterstanden staan vaak tegen het maaiveld aan. Tussen 10 en 30 mei was er een drogere periode. Dit is te zien in de wegzakkende grondwaterstanden. Een verhang in de grondwatertafel naar de Bellebeek toe (Figuur 5-18) is niet aanwezig. De waterstanden in de Bellebeek zijn ook niet verdrogend bij de gemeten waterstanden (circa 2.9 m TAW).
- Herstelde perceel: laantje 2 (pb6) vertoont een lagere drainagebasis dan laantje 1 (pb1), laantje 1 (laantje 2 ook) heeft een drempel naar de Bellebeek toe (3.05 m TAW, Figuur 5-4), en enkele drempels in het laantje zelf waardoor de drainagebasis ongeveer 3.2 m TAW is ; laantje 2 draineert niet naar de Bellebeek (Figuur 5-4) maar vooral naar de (westelijke) langsgracht (via laagtes in maaiveld) en zorgt samen met deze gracht voor een verhang in de grondwatertafel naar de perceelsgracht toe (Figuur 5-16).
- In raai 3 (Figuur 5-19) worden de hoogste waterstanden afgetopt door afvoer via het maaiveld en laantje 2 naar de westelijke langsgracht – de laagste zone.
- Niet herstelde perceel (Figuur 5-17): de grondwaterstanden zijn hoger in de westelijke kant van het perceel, er is een verhang naar de centrale afwateringsgracht.



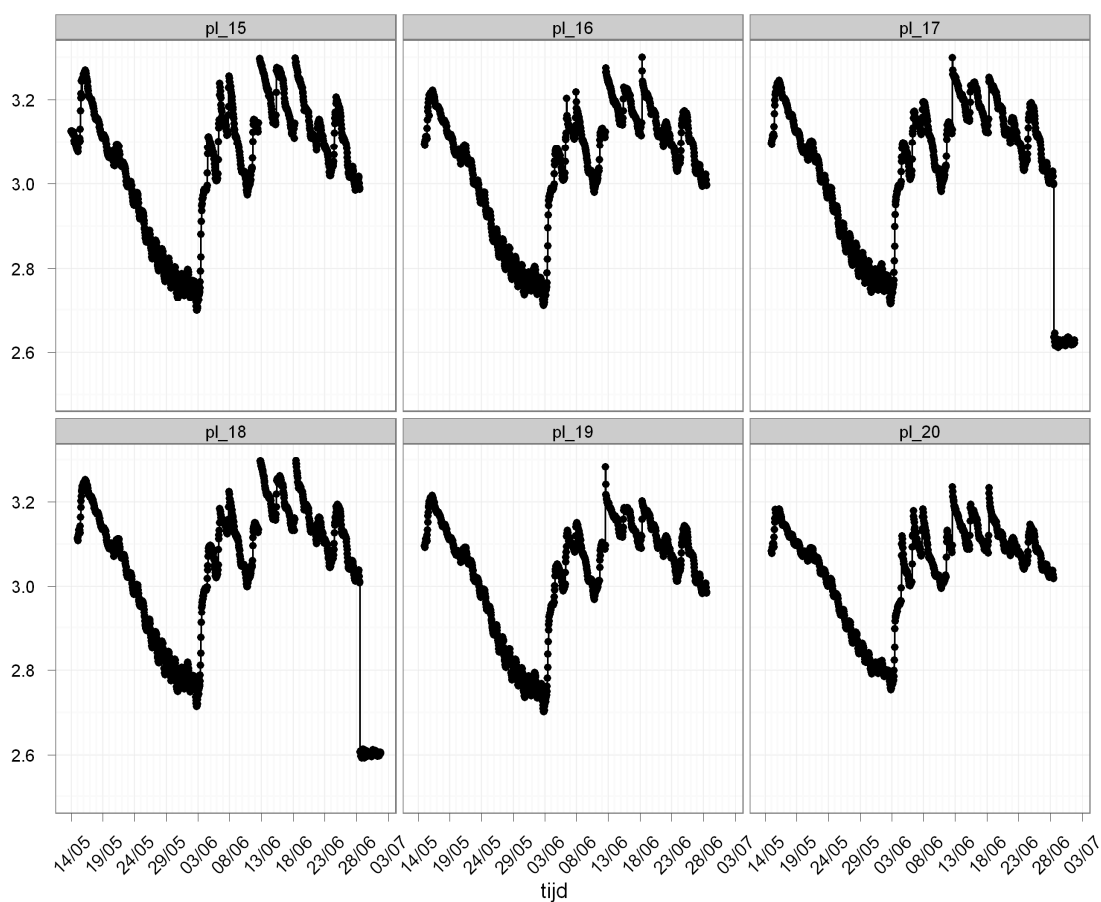
Figuur 5-16 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 1. Pb 1 en 6 zijn metingen in de laantjes. situering pb zie Figuur 5-1



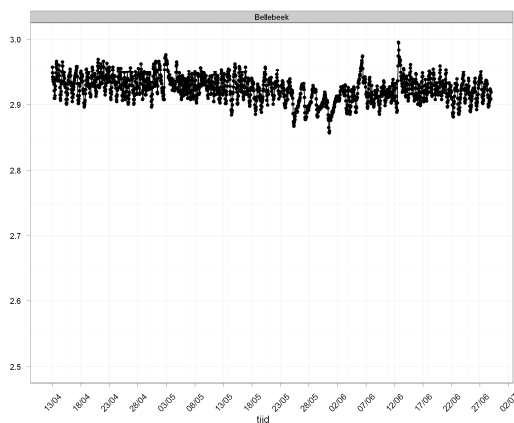
Figuur 5-17 - Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 2. Merk op dat Peibuis 11 en 12 van 4/05/2012 tot 11/05/2012 defect waren (situering pb zie Figuur 5-1).



Figuur 5-18 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) filterbuizen loodrecht op Bellebeek (pb 13 nabij Bellebeek; pb 15 halfweg herstelde perceel, pb 14 tussenin – situering pb zie Figuur 5-1).



Figuur 5-19 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) raai 3. (situering pb zie Figuur 5-1)



Figuur 5-20 – Overzicht ruwe data waterstanden (m TAW) Bellebeek (pb 0)

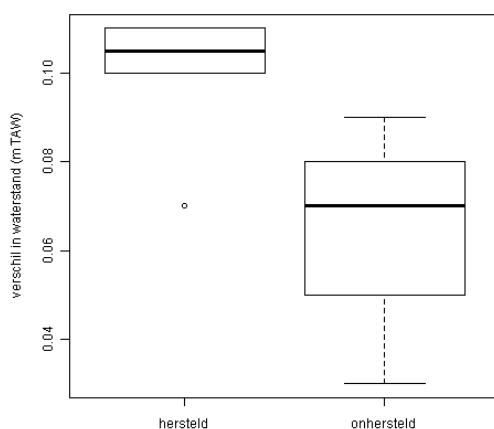
Om het effect van laantjes op de drainagesnelheid na een regenbui te onderzoeken, werd het verschil in waterstand berekend vlak na een regenbui en een paar dagen na de regenbui ($\Delta\text{waterstand} = \text{waterstand}_{\text{regenbui}} - \text{waterstand}_{\text{droog}}$). We verwachten dat het regenwater beter draineert dicht bij een laantje (het verschil in waterstand zal op die locaties dus groter zijn).

Langsheen raai 1 (perceel met herstelde laantjes) is er nauwelijks een verschil in waterstand vlak na de regenbui op 2/05/2012 en 2 dagen na de regenbui. 3 dagen na de regenbui staat het water zelfs iets hoger dan voordien. Raai 1 ligt in een lichte depressie in het perceel, waardoor het als een waterverzamel punt fungeert, dit zou de waterstandverhoging kunnen verklaren. Er is geen verschil in drainage in functie van de afstand tot het laantje.

Ook ten gevolge van de tweede neerslagpiek (3/06/2012) is er op het herstelde perceel geen verschil te merken in drainagesnelheid in functie van de afstand tot de laantjes. Het water draineert overal even snel (7-11cm waterstandsverlaging na 3 dagen). Op raai 2 (niet-herstelde perceel) draineert het water sneller op grotere afstand van het laantje (3 versus 9 cm). Dit is tegengesteld aan wat men verwacht. Het water draineert hier langs andere laagtes in het perceel.

Na de 2de neerslag piek kunnen we vaststellen dat het water beter draineert op het perceel met herstelde laantjes (raai 3) in vergelijking met het perceel met niet-herstelde laantjes (raai 2) (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

Er worden geen verschillen in drainagesnelheid vastgesteld op verschillende afstanden van de laantjes. Deze vaststelling toont aan dat de oppervlakkige regenwaterdrainage over de volledige breedte van het perceel gelijk (maar met verschil tussen raaien) verloopt. De zwaardere bodem laat het regenwater niet snel indringen en de oppervlakkige afstroom via het maaiveld naar de laantjes of langsgrachten is wellicht het belangrijkste afwateringstraject na hevige regen. Eerder dan de drainage via de bodem naar het laantje. Dit betekent ook dat geen meetbare drainageverschil te verwachten is door ondiepe laantjes dichtbij of verder weg indien er geen drempels in het maaiveld aanwezig zijn (plasvorming). Nabij raai 1 in het herstelde perceel kan zich regenwater verzamelen, is de waterafvoer naar de langsgracht vertraagd en wordt de regenwaterlens iets dikker (Figuur 5-13). Dit resulteert ook in een zuurdere zone (Figuur 5-15).



Figuur 5-21 boxplot waterstandsverlaging: verschil in waterstand (mTAW) tussen waterstand gemeten op 7/06/2012 (neerslag periode) en 10/06/2012 (droog) voor herstelde perceel en onherstelde perceel ($F_{1,8} = 7.6$ $p = 0.02$).

Uit de bovenstaande analyse kunnen we het volgende besluiten:

- Er is geen duidelijk patroon zichtbaar in drainage snelheid tov afstand tot laantje.
- Na de regenbui later in het seizoen stellen we vast dat het herstelde perceel beter draineert dan het niet herstelde perceel. Het is echter niet uit te maken of dit te wijten is aan de onderhoud staat van de laantjes of eerder te maken heeft met het verschil in hoogteligging (meer/betere afstroom via het maaiveld) of door een combinatie van factoren.

Op basis van deze verkennende metingen besluiten we dat de laantjes geen meetbare zonering veroorzaken in de dwarsrichting van de studiepercelen in zuurtegraad van de bodem (pH en conductiviteit). Laaggelegen zones (raai 1) die onvoldoende draineren vertonen iets lagere pH. Deze verzuring is echter beperkt (dit bevestigt de eerdere vaststelling dat de verzuringsgevoeligheid laag is). Er zijn indicaties dat de drainage-efficiëntie beter was in het herstelde perceel (raai 3). Laantjes kunnen dus voor dit aspect wel belangrijk zijn in de Kalkense meersen.

6 Ecohydrologische analyse

6.1 Inleiding

Op basis van de hierboven bekomen inzichten wordt een ruimtelijke ecohydrologische analyse gemaakt (ArcGis). Het doel van deze analyse is om in beeld te krijgen waar de standplaatsfactoren voor de gewenste natuurdoeltype (NDT) niet optimaal zijn voor de gemeten parameters (grondwaterstand, regenwaterlenzen en verzuringsgevoeligheid) en waar herstel of aanleg van laantjes hieraan zou kunnen verhelpen. In plaats van te werken met de standplaatsfactoren voor de gewenste verbonden, werken we met de grenswaarden voor de relevante associaties binnen die verbonden. De spreiding op de ecologische amplitude is kleiner binnen een associatie waardoor we precieser de noodzaak voor laantjes voor de NDT-associaties kunnen aangeven. De methode geeft ons ook inzicht in de 'gevoeligheid' van de noodzaak bekeken binnen een verbond.

6.2 Methode

In ArcGIS wordt er met de volgende lagen gewerkt:

- polygonenkaart van de natuurdoeltypes (Kaart 15) (Van Ryckegem et al. 2010).
- laag met grondwaterstanden afkomstig uit het grondwatermodel. Hiervoor wordt er gewerkt met de gemiddelde grondwaterstanden uit scenario 1 (Kaart 10) (Van Ryckegem et al. 2010). Dit wil zeggen dat er bij deze analyse reeds rekening wordt gehouden met de noodzakelijke toekomstige vernatting.
- verzuringsgevoeligheidslaag (zie 3.3.1.2)
- regenwaterlenslaag. Om de bijhorende ondergrondse regenwaterlens ook in rekening te brengen wordt er gewerkt met een buffer van 10 m rond elke gekarteerde regenwaterlens

Merk op dat er niet gewerkt wordt met de opgemeten bodempH gegevens. Dit zou men enigszins kunnen verwachten in een studie die de focus legt op de verzuringskans van zones. Hiervoor zijn verschillende redenen.

- Er zijn relatief weinig bodem-pH metingen voorhanden om gebiedsdekkend uitspraken te doen.
- De variantie in de gemeten bodem-pH binnen de natuurdoeltypepolygoon is vaak breder dan de range van de pH standplaatsvereisten van de relevante associaties. De gemiddelde bodem-pH per verbondpolygoon zou dus niet nauwkeurig genoeg zijn om te bepalen of het al dan niet binnen de standplaatsfactorengrenzen valt.
- Verzuring wordt beschouwd door de verzuringsgevoeligheid kaart te integreren in de score bepaling.
- Bovendien hebben we ook niet duidelijk kunnen aantonen dat de aanwezigheid van laantjes een effect kan hebben op de bodem-pH (zie 5.3.1.4.2).

De analyse wordt uitgevoerd voor de volgende verbonden: Dottergrasland, Grote Vossestaart grasland, Zilverschoongrasland en Kamgrasland. Dit zijn immers de doeltypen waarbij de aanleg/herstel van laantjes relevant zou kunnen zijn. Per verbond wordt de analyse voor verschillende relevante associaties uitgevoerd (Tabel 6-1).

De associaties werden gekozen omwille van hun relevantie binnen het gebied. In het verbond Dottergraslanden werd er met 2 associaties gewerkt die elk een verschillend spectrum van de grondwaterstandnische invullen. Het verbond van Grote Vossenstaart wordt getest voor de Broekmeers met de associatie Grote pimperl - Weidekervel. Voor de begrazingszone werd gekozen om de associatie van de Geknikte vossenstaart (Zilverschoonverbond) en associatie Kamgrasweide (Kamgrasverbond) te vergelijken als extremen in noodzaak om laantjes te voorzien. We bespreken in totaal dus 5 scenario-kaarten.

Tabel 6-1 – Grenswaarden associaties voor gemiddeld voorjaars grondwaterstand (gvg). Deze waarden zijn afkomstig uit SynBioSys Nederland 2.1.8.

NATUURDOELTYPE	RELEVANTE ASSOCIATIE	GW GVG (CM ONDER MAAIVEI (5%-95%))
Dottergraslanden	Harlekijn en ratelaar/	17.8-28.23
Dottergraslanden	Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi	0-21
Grote vossenstaartgrasland	Grote pimperl en weidekervel	23-46.5
Zilverschoon/	Geknikte vossenstaart (GVG nagenoeg identiek met ass. Aarbeiklaver – Fioriengr	14.25-45
Kamgrasland	Kamgrasweide	40-60 (diepere wegzijging voo drogere varianten)

De verschillende lagen worden verrasterd en voor iedere rastercel wordt een ecohydrologische score berekend. De standplaats grenswaarden voor de verschillende associaties zijn afkomstig uit SynBioSys Nederland 2.1.8. Merk op dat deze tabel de grenswaarden voor de gemiddelde voorjaargrondwaterstand (gvg) vermeldt, terwijl de gemodelleerde grondwaterlaag 'gemiddelde grondwaterstand' (gg) als waarde gebruikt. De gg is doorgaans lager dan de gvg. Hierdoor is onze potentie-inschatting op basis van de grenswaarden niet streng (ruime potentie-inschatting). Aan elke rastercel binnen de polygoon van een relevant NDT worden volgende scores toegekend:

-Grondwaterstand-score (SC_{GW}):

- 0 = gemodelleerde grondwaterstand ligt onder de grenswaarden (deze situatie kan niet gemitigeerd worden door aanwezigheid van laantjes)
- 8 = gemodelleerde grondwaterstand ligt binnen de grenswaarden
- 16 = gemodelleerde grondwaterstand ligt boven de grenswaarden

-verzuringgevoeligheidscore (SC_{VZG}):

- 3 = gevoelig voor verzuring
- 2 = matig gevoelig voor verzuring
- 1 = weinig gevoelig voor verzuring

-regenwaterlensscore (SC_{RWL}):

- -1 = afwezigheid van regenwaterlens
- 1 = aanwezigheid van regenwaterlens

De ecohydrologische score is als volgt berekend: $(SC_{VZG} * SC_{RWL}) + SC_{GW}$.

Deze score wordt vervolgens herschaald naar de volgende waarden

Tabel 6-2:

<0 = niet geschikt voor associatie (ng) – ;

0-5 = graad van prioriteit voor aanleg/herstel laantjes.

0 = laantjes zijn niet noodzakelijk

1 = lage prioriteit

5 = hoge prioriteit

<0 : deze score wijst erop dat de gemiddelde grondwaterstand na vernatting niet hoog genoeg zal zijn om het (NatuurDoelType) NDT optimaal te ontwikkelen. In deze zones is het aanleggen en onderhouden van laantjes met het oog op de NDT niet nodig.

0 = standplaats volgens analyse is optimaal – de bodem is ongevoelig voor verzuring, het aanleggen of onderhouden van laantjes in deze zones heeft de laagste prioriteit.

1 tot 5 : toenemende prioriteit; prioriteit 3 - 4 - 5 komt voor in zones met regenwaterlensen in verzuringgevoelige zones en een gemodelleerde grondwaterstand die doorgaans te hoog is voor het NDT. In deze zones is oppervlakkige drainage gewenst mbt het behalen van het NDT.

De ecohydrologische score houdt geen rekening met de bestemming als weidevogelgebied (zie arcering in de gepresenteerde kaarten). In deze zone is de botanische doelstelling minder sterk geformuleerd in de ecosysteemvisie (Van Ryckegem et al., 2010). Deze analyse gaat uit van een gelijkwaardige prioritering van de zones.

Tabel 6-2 –Overzicht berekening ecohydrologische score voor de verschillende combinaties : $(SC_{VZG} * SC_{RWL}) + SC_{GW}$. Tussen haakjes worden ook de herschaalde waarden weergegeven

Verzuring Gevoeligheid (SC_{VZG})	Regenwaterlens aanwezig ($SC_{RWL} = 1$)			Regenwaterlens afwezig ($SC_{RWL} = -1$)		
	SC_{GW} onder (waarde 0)	SC_{GW} binnen (waarde 8)	SC_{GW} boven (w 16)	SC_{GW} onder (waarde 0)	SC_{GW} binnen (waarde 8)	SC_{GW} boven (w 16)
3	3 (ng)	11 (3)	19 (5)	-3 (ng)	5 (2)	13 (3)
2	2 (ng)	10 (2)	18 (4)	-2 (ng)	6 (1)	14 (2)
1	1 (ng)	9 (1)	17 (3)	-1 (ng)	7 (0)	15 (1)

6.3 Resultaten

De zones waarvoor blijkt dat de gewenste NDT (of diens associatie) niet kan voorkomen omwille van een te lage waterstand, worden in de kaarten aangeduid in het oranje. Laantjes kunnen dit probleem niet verhelpen en heeft het dus ook geen zin om in die zones laantjes te herstellen of aan te leggen. In tegendeel laantjes zouden hier zorgen voor extra verdroging. In deze zones is het de verwachting dat er overgangen zullen ontstaan naar bloemrijke glanshavergraslanden.

In zones waar de onderzochte associatie geen optimale potentie heeft omwille van een te hoge grondwaterstand (volgens de modelresultaten) of aanwezigheid van regenwaterlenzen, kunnen laantjes zinvol zijn als drainage systeem. Hierbij wordt er een gradatie in prioritering gegeven voor het herstel/aanleg van laantjes afhankelijk van grondwaterstand, aan-of afwezigheid van regenwaterlenzen, en graad van verzuringsgevoeligheid van de bodem. De voornaamste functie van deze laantjes is drainage van regenwater en overtollig grondwater. In de groene zones hebben laantjes een beperkte rol bij het reduceren van de verzuringsgevoeligheid. Ze kunnen in deze zones de invloed van het basisch grondwater in de wortelzone vergroten. Op basis van de graad van verzuringsgevoeligheid kan een gradatie in prioritering worden toegekend.

Dottergraslanden

Kaart 17 en Kaart 18 tonen de ecohydrologische scores voor de 2 associaties binnen de dottergraslanden. Tabel 6-3 wordt het percentage oppervlakte binnen het Dottergrasland areaal weergegeven per prioriteringsklasse.

Associatie Echte koekoeksbloem Kaart 17 – we stellen vast dat deze associatie geen optimale ontwikkelingspotentie toont in ruim 40% van het areaal. De grondwaterstanden zijn aan de lage kant voor dit natuurdoeltype. In praktijk zullen overgangen voorkomen tussen beide genoemde associaties van dotterbloemgraslanden waar de meest vochtige standplaatsen eerder gekenmerkt zullen worden door Echte Koekoeksbloem associatie. Het areaal met hoge prioriteit is beperkt tot minder dan 5%. Iets meer dan 50% van het areaal heeft mogelijk baat bij een laag frequent onderhoud van de laantjes (zie hoofdstuk 7 voor uitwerking herstelplan en onderhoud).

Voor de associatie van Harlekijn en Ratelaar (Kaart 18) stellen we vast dat 27.5 % van het areaal niet geschikt is voor deze associatie omwille van een te lage grondwaterstand. Minder dan 5% van het areaal toont een hogere prioriteit in het voorzien van laantjes. Een aantal zones zijn prioritair aangeduid zonder dat er momenteel laantjes voorkomen. Zie 7.3 voor analyse en discussie rond deze zones.

Vossenstaartgrasland

Kaart 19 toont de ecohydrologische scores voor de Grote pimpernel - Weidekervel associatie binnen de Vossenstaart graslanden. Tabel 6-3 wordt het percentage areaal getoond per prioriteringsklasse. Volgens de gehanteerde optimale grondwatergrenzen zal broekmeers aan de droge kant zijn (na vernatting) voor de optimale ontwikkeling van het NDT. Er zullen overgangen ontstaan met de iets drogere glanshavergraslanden. In deze zones (circa 50%) is er minder noodzaak tot het herstellen of onderhouden van laantjes in functie van de botantische doelstelling.

Zilverschoongraslanden

Kaart 20 toont de ecohydrologische scores voor de associatie Geknikte vossenstaart binnen de Zilverschoongraslanden. Hierbij zien we dat het grootste deel van het areaal niet geschikt is voor de relevante associatie. Dit is vooral te wijten aan een te lage grondwaterstand. Dit verbond zal zich dan ook vooral aan de randen van grachten en laantjes ontwikkelen.

Kamgraslanden

Meer potentie is er onder een graasbeheer voor kamgrasland types (Kaart 21). Hierbij wordt een relatief hoog percentage areaal aangeduid als gevoelig, dus met hogere prioriteit tot het voorzien van oppervlakkige perceelsbegreppeling.

Tabel 6-3. Ecohydrologische analyse. Prioritering noodzaak laantjes. Per natuurdoeltype wordt het percentage oppervlakte per prioritering gegeven.

Prioriteit	%
<u>Dotter_Har</u>	
Hoogste	0.10
Hoog	0.08
Matig hoog	4.90
Matig laag	21.44
Laag	31.19
Laagste	14.77
laantjes onnodig	27.52
<u>Dotter_Koekoeksbloem</u>	
Hoogste	0.02
Hoog	0.04
Matig hoog	1.55
Matig laag	16.43
Laag	19.43
Laagste	19.82
laantjes onnodig	42.71
<u>Kamgrasweide</u>	
Hoog	16.75
Matig laag	2.52
Laag	0.79
Laagste	57.43
laantjes onnodig	22.51
<u>Vossenstaartgrasland</u>	
Hoog	0.02
Matig hoog	3.37
Matig laag	11.36
Laag	27.08
Laagste	6.64
laantjes onnodig	51.54
<u>Zilverschoongrasland</u>	
Hoogste	0.02
Matig hoog	1.66
Matig laag	10.16
Laag	12.11
Laagste	1.86
laantjes onnodig	74.18

7 Liggingsplan

7.1 Inleiding

De resultaten van de ecohydrologische analyse en het liggingsplan van de laantjes worden samengebracht in één kaart. Hierbij maken we een klassificatie van de huidige bestaande laantjes volgens 1. prioritering herstel en 2. prioritering onderhoud. Vervolgens wordt ook nagegaan of er zones zijn die uit de ecohydrologische analyse naar voor komen als prioritaire zone voor laantjes zonder dat er momenteel laantjes aanwezig zijn. Hier moeten nieuwe laantjes aangelegd worden.

7.2 Methode

Herstel

De polylinekaart (zie hoofdstuk 4; Kaart 2) wordt verrasterd volgens de waarde van de ecohydrologische analyse en een gekozen onderhoudsklasse-waarde van de polylinekaart [eco-hydrologische score]*[onderhoudsscore laantje].

De laantjes die eerst hersteld moeten worden bij de gebiedsinrichting (volgens richtlijnen toegelicht in hoofdstuk 8) zijn deze die een hoge prioritering krijgen in de ecohydrologische analyse en momenteel niet goed onderhouden zijn.

Tabel 7-1. Matrixscores om de herstel prioritering te berekenen met de rastercalculator functie in ArcGIS – Spatial Analyst.

Score Ecohydrologische analyse	Score Onderhoud laantje			
	40 (geen)	30 (beperkt)	1 (matig)	7 (goed)
-1 (gn potentie voor NDT)	-40	-30	-1	-7
0 (lage prioriteit onderhoud/herstel laantje)	0	0	0	0
1	40	30	1	7
2	80	60	2	14
3	120	90	3	21
4	160	120	4	28
5 (hoogste prioriteit onderhoud/herstel laantje)	200	150	5	(35)*

* combinatie komt niet voor

Prioritering voor herstel van de laantjes in functie van het behalen van de NDT (reclassify waarden Tabel 7-1):

- In de herstell laag worden de volgende prioriteringsscores (kleuren) gehanteerd:
 - < 30 : geen prioriteit (wit) (score 0)
 - 30-90 : prioriteit laag (groen) (score 1)
 - 90-150: prioriteit matig (oranje) (score 2)
 - 150-200: prioriteit hoog (rood) (score 3)

Deze klassificatie betekent dat het herstel van de laantjes toeneemt met de noodzaak en met verminderende staat van onderhoud. Zones met slecht onderhouden laantjes en met hoge noodzaak zijn de zones waar herstelwerkzaamheden best het eerst uitgevoerd worden.

Omdat een laantje soms kan vallen in een perceel waarbinnen de prioritering van de ecohydrologische analyse kan verschillen werd voor het herstel gekozen voor de maximum prioriteit.

Onderhoud

Onderhoud van de laantjes is, na het herstel, de vervolgstap in het beheer van de laantjes.

De laantjes worden geklasseerd op basis van de ecohydrologische analyse. Zones met hogere noodzaak om de laantjes te hebben ifv de NDT zullen een hogere onderhoudsnoodzaak.

7.3 Resultaat

Herstel

Kaart 22 toont de resultaten van de prioriteringsanalyse voor het herstellen van de bestaande laantjes. De kaart toont de analyse voor de meest gevoelige NDT (Dotterbloem – associatie Harlekijn/Ratelaar, Kamgrasweide en Vossenstaartgrasland – associatie Pimpernel).

De reden waarom herstel niet prioritair is kan verscheidene verklaringen hebben: ofwel zijn de huidige laantjes in prima onderhoudsstaat; ofwel toont de analyse dat de laantjes niet nodig zijn om de verzuringsgevoeligheid van het NDT te verminderen.

De analyse wijst echter ook een aantal zones aan waar herstel van de bestaande laantjes een zinvolle ingreep is om de NDT te realiseren (zie hoofdstuk 8 voor stappenplan/vuistregels). De analyse kan resulteren in het aanduiden van slechts een gedeelte van een laantje op een perceel als prioritair te herstellen. Het herstel moet echter wel rekening houden met het lijnvormig karakter van de laantjes en de noodzaak om een overlooptmogelijkheid te hebben naar een waterloop. De aanname is dan ook dat een laantje volledig hersteld wordt.

Er wordt geadviseerd om in eerste instantie de matig prioritaire en noodzakelijke laantjes te herstellen. Dit betekent **herstel** van ongeveer **16 km laantjes** in functie van de NDT. De herstellingen met lage noodzaak kunnen opgenomen worden in de reguliere onderhoudscyclus die voorgesteld wordt in volgende paragraaf.

Tabel 7-2. Prioritering van herstel. Lengte van laantjes (m)

HERSTEL PRIORITEIT	LENGTE (M)
Herstel onnodig	18923
Herstel lage noodzaak	27262
Herstel matig prioritair	15807
Herstel nodig	983

Aanleg

Zijn er zones zonder laantjes maar met hoge score in de ecohydrologische analyse?

Deze analyse controleert of de bestaande/historischelaantjes de volledige noodzaak dekken. Met andere woorden: zijn er zones door de ecohydrologische analyse geïdentificeerd als gevoelig voor verzuring (of te hoge waterstanden) zonder dat er (historische) laantjes aanwezig zijn?

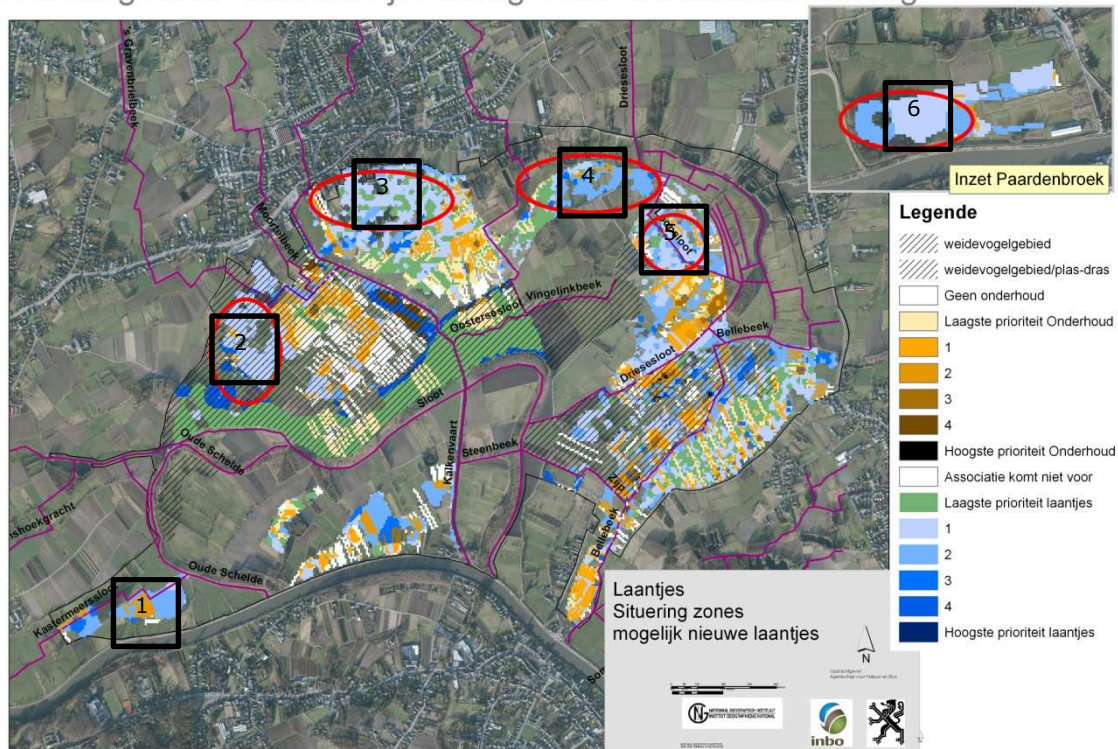
Op basis van Figuur 7-1 kunnen een aantal zones aangeduid worden die in de ecohydrologische analyse naar voor komen als zones waar het nodig kan zijn om oppervlakkig te draineren om verzuring op termijn te vermijden (of). De prioriteit voor de aanleg van nieuwe laantjes is laag (score 1 of 2, zie §6.2). Het in orde brengen van andere abiotische condities (hydrologie en nutriënten) zal belangrijker zijn voor het behalen van de natuurdoelstellingen dan de aanleg van laantjes.

1. Kastermeersen. De analyse wijst aan dat de laantjes nabij de Schelde niet noodzakelijk zijn voor het Natuurdoeltype (NDT). Een aantal percelen die nu geen laantjes hebben worden echter aangeduid als prioriteringszones voor de aanleg van laantjes. Het betreft oa een huidig populierenbosje en 2 akkerpercelen.
2. Broekmeersen. Heel wat laantjes lijken in deze zone niet noodzakelijk voor het realiseren van het NDT. Echter in de meest westelijke zone (tegen de grens van het studiegebied aan) is er een zone die mogelijk baat heeft bij het voorzien van oppervlakkige perceelsdrainage voor Vossenstaartgraslanden energzijds en Kamgrasweide anderzijds.
3. Molenmeersen. De noordelijke gordel van Molenmeersen vertoont weinig laantjes in de huidige situatie. De analyse toont mogelijke noodzaak. Deze zone heeft momenteel nog relatief veel populieraanplant en vergravingen. Het natuurherstel speelt in deze zone in eerste instantie op andere maatregelen. Ook is de perceelsstructuur klein en zijn er veel tussenliggende waterlopen. Dit vermindert wellicht de noodzaak in functie van de te behalen NDT
4. Zone ten oosten Molenmeersen/ ten noorden van de Assels. Een aantal percelen zonder laantjes zouden in de toekomst mogelijk gebaat zijn met laantjes in functie van NDT Dotterbloemhooiland.

5. Zone rond de Loopsloot. Ook hier toont de analyse mogelijke noodzaak van laantjes in functie van NDT Dotterbloemhooiland. Ook hier is er wel een relatief denses netwerk van grachten (perceelsranden) die mogelijk voldoende het regenwater afvoeren.
6. Paardenbroek. Op de locatie van het huidige populierenbos en het perceel ten oosten is de aanleg van oppervlakkige drainage een gunstige ingreep voor het behalen van het NDT.

In de prioritering van de inrichtingswerkzaamheden is het belangrijker om eerst de prioritare zones te herstellen. Het aantal noodzakelijke aan te leggen laantjes zal eerder beperkt zijn en moet in de aangeduide zorgzones geëvalueerd worden op het terrein na het doorvoeren van de vernattingsmaatregelen. **Er wordt geadviseerd om in eerste instantie geen nieuwe laantjes aan te leggen.**

Situering zones met laantjes nodig maar momenteel afwezig



Figuur 7-1. Situering van zones met mogelijke noodzaak om laantjes aan te leggen ifv botanische natuurdoelstellingen

Onderhoud

Kaart 23 toont de resultaten van prioriteringsanalyse voor het onderhoud van de bestaande laantjes. In Tabel 7-3 wordt de voorziene lengte onderhoud weergegeven. Bijna 33 km laantjes in de Kalkense meersen en Paardenbroek moet, indien de natuurdoelstellingen gerealiseerd worden volgens de Ecosysteemvisie (Van Ryckegem et al., 2010), niet langer onderhouden worden. Deze keuze is gebaseerd op de ecohydrologische analyse die aangeeft dat de potenties sowieso minder geschikt zijn om het natuurdoeltype te realiseren. De lagere prioriteringen zijn gelegen in zones geïdentificeerd als minder gevoelig voor verzuring. De hoogst prioritaire zones moeten goed onderhouden worden. Het zijn zones gevoeliger aan verzuring, vaak in combinatie met reeds vastgestelde regenwaterlenzen in de huidige situatie. We stellen vast dat een minderheid van de laantjes intensief onderhoud zal vergen volgens onze analyse. Minder dan 6 km laantjes scoort meer dan matig hoge onderhoudsprioriteit.

Een prioritering naar onderhoud en bijhorende terugkeerperiode worden voorgesteld in tabel 7-3. Indien gewenst kan het schemavereenvoudigd wordendoor onderhoudsklassen te clusteren in twee groepen: een met laagfrequent onderhoud (15 jaarlijks onderhoud) en een met hoog frequent onderhoud (7 jaarlijks onderhoud).

Verder is het raadzaam om de onderhoudsnood te voeden met de kennis van de lokale beheerders/terreinkenners. Op basis van de prioriteringskaarten kunnen zij de toestand van de meest belangrijke laantjes mee in het oog houden en onderhoud laten uitvoeren (of voorstellen) indien nodig.

Tabel 7-3. Prioritering van onderhoud. Lengte van de laantjes – kleurcode identiek aan kaart 23

ONDERHOUD – PRIORITEIT	LENGTE (M)
Geen onderhoud	
Laagste onderhoudsnood - om 20 jaar	5903
Lage onderhoudsnood - om 15 jaar	16449
Matig lage onderhoudsnood - om 12 jaar	16776
Matig hoge onderhoudsnood - om 10 jaar	12927
Hoge onderhoudsnood - om 8 jaar	5145
Hoogste onderhoudsnood - om 5 jaar	482

8 Conclusies en praktische aanbevelingen

8.1 Conclusies

Het liggingsplan toont dat er in de Kalkense meersen een oude traditie is van ontwatering en deels bevoeiing. In heel wat zones sluiten de natuurontwikkelingsdoelen nauw aan bij de eeuwenoude hooilandpraktijk. De verzuringsgevoeligheidsanalyse toont dat de gevoeligheid tot verzuring in de Kalkense meersen laag is voor de botantische doelzones. Dit betekent wellicht dat de perceelsbegreppeling in vooral praktisch bedoeld was om de bewerkbaarheid en productie van de hooilanden te verbeteren eerder dan tegen verzuring gericht. Kleinere geïsoleerde zuurdere zones kunnen de lokale diversiteit verhogen en behoeven geen dwingende inrichtingsmaatregelen. De detailstudie van de laantjes op twee proefpercelen kon ook geen duidelijke effecten op de zuurgraad of conductiviteit aantonen. Een effect naar drainage werd wel aangetoond. De ecohydrologische analyse combineerde de verzuringsgevoeligheidsanalyse, de veldkartering van regenwaterlenzen en de grondwatermodelleringsresultaten van het vernattingsscenario om de meest verzuringsgevoelige zones en de noodzaak tot oppervlakkige detaïldrainage in kaart te brengen. Oppervlakkige drainage werd beschouwd omdat het hoofddoeltype Dotterbloemgrasland niet gebaat is met langdurige overstromingen of te hoge grondwaterstanden. Uit deze analyse blijkt dat laantjes een effectgerichte maatregel zijn voor een gedeelte van de botanische graslanden. Het onderhoud wordt in de Kalkense meersen op veel locaties wel niet als intensief beschouwd. Voor de meest gevoelige percelen (relatief want algemeen is er dus lage gevoeligheid) wordt een rotatieonderhoud voorgesteld van 5-jaarlijks. Voor de minder prioritaire percelen wordt een onderhoudsronde tussen de 8 en 20 jaar voorgesteld.

Het gebruik van laantjes in functie van drainage is onlosmakelijk verbonden met de peilbeheersing in de sloten. Voor deze studie zijn de richtpeilen gebruikt uit Van Ryckegem et al. (2010). De resultaten van deze studie voor aanleg en herstel van laantjes gelden slechts bij het aanhouden van de voorgestelde richtpeilen. Om te besluiten kunnen we stellen dat begreppeling geen effectieve maatregel is, als niet tevens de regionale drainagebasis kan worden aangepast (van Delft et al., 2003).

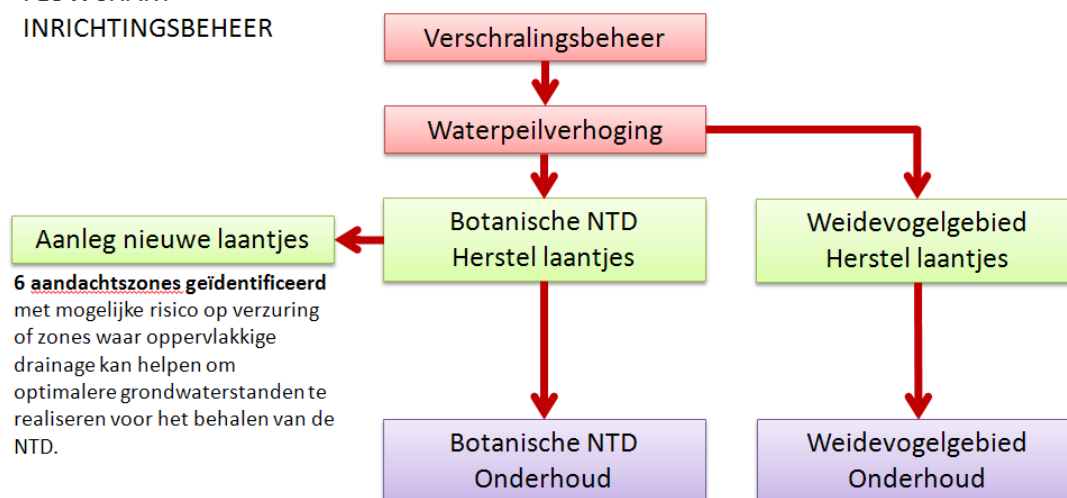
Stappenplan

1. Omwille van praktisch beheer kan het raadzaam zijn om de abiotiek van de percelen eerst te verbeteren (verschralling) vooraleer de vernatting te realiseren.
2. Alvorens laantjes te herstellen of aan te leggen moet eerst de grondwatertafel geoptimaliseerd worden, in de meeste gevallen betekent dat een verhoging.
3. Herstel bestaande laantjes
4. Aanleg nieuwe laantjes
5. Onderhoud laantjes

Om de kans op bodemverstoring zo klein mogelijk te houden is het (bijna) gelijktijdig uitvoeren van de stappen 2-4 een ideaal scenario (geen vegetatie seizoen tussen de stappen). Het aanleggen en herstellen van de laantjes kan dan kort voor de vernatting uitgevoerd worden.

FLOWCHART

INRICHTINGSBEHEER



8.2 Vuistregels Herstel

Herstel laantjes in botanische NDT zones

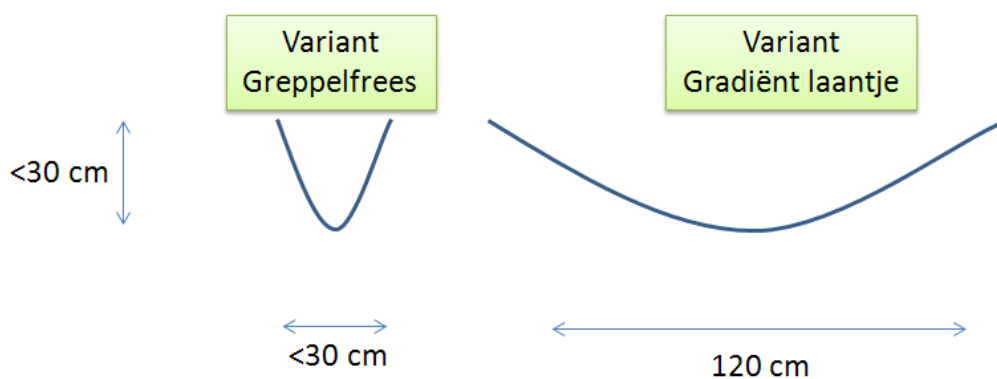
We onderscheiden twee mogelijke effectgerichte maatregelen ten aanzien van verzuring (A & B):

A. **Ondiepe greppels** aanbrengen (laantjes).

Algemene regels (geldig voor elke herstelvariant)

- Diepte van aanleg: < 30 cm diep
- Waterafvoer: zorg ervoor dat er geen versnelde afvoer is van het water naar de beek: voorzie daarom in de overgang naar de beek een drempel van minimaal 10 cm ten opzichte van de bodem van het laantje.
- Afstand tussen laantjes : voor het herstel is het aangeraden de dichtheid niet te wijzigen tegenover het historische patroon. Gezien de doorgaans goed gebufferde situatie in de Kalkense meersen is het onnodig om de densiteit te verhogen. De gemiddelde afstand in de Kalkense meersen bedraagt ± 15 m. Voor de eventuele aanleg van nieuwe laantjes lijkt dit een goede richtlijn.

Hierbij adviseren we twee mogelijke herstel varianten (Figuur 8-1).



Figuur 8-1. Twee mogelijke herstelvarianten van laantjes.

- Greppelfrezen van de laantjes. In de vaak nog slecht zichtbare laantjes worden met een frees een voor getrokken van 20-30 cm diep, 20-30 cm breed. Het voordeel van een frees is ook dat de grond op het perceel wordt verspreid (je hoeft geen grond af te voeren). Deze ingreep is qua herstel en onderhoud de meest economische keuze.



Figuur 8-2. Greppelfrees aan Softrak (moerastractor) van Natuurpunt VZW aan het werk

- Herstel laantjes als gradiënt situatie in percelen. Hierbij worden de randen van gegreppelfreesde laantjes afgeschuind of wellicht gewoon gegraven. Met deze maatregel wordt niet alleen de waterafvoer gerealiseerd maar worden ook interessante (vocht)gradiënten aangelegd. Deze zijn waardevol voor zowel fauna als flora. Deze werkzaamheden zijn duurder en vergen ook meer zorg bij uitvoering. Er moeten maatregelen genomen worden om perceelsschade door compactering en spoorvorming te beperken. De uitgegraven grond wordt bij voorkeur wordt afgevoerd. Een andere mogelijkheid is om deze op het perceel uit te spreiden, door die bv. uit te strooien met een mestkar of andere machine die zorgt voor een gelijkmatige uitstrooi van de grond. Deze werkwijze zal moeten uitgetest worden. De herstel- en onderhoudswerkzaamheden worden het best uitgevoerd bij de laagste grondwaterstanden of wanneer de percelen bevroren zijn, maar dat graaft moeilijker.
- B. **Plagstroken.** Dwars op de percelen strooksgewijs plaggen. Er is gebleken dat in natte perioden neerslagwater ook kan worden afgevoerd via plagplekken ten gunste van de invloed van meer gebufferd grondwater in de bovengrond (Van der Hoek & Walsem, 2004). Plaggen (bovenste zode – 10-20cm) is vooral ook effectief voor het verwijderen van de voedselrijke toplaag. In die zin kan deze maatregel dus twee verschillende doelen dienen: vershraling en als functionele afwateringszone. Vanuit de plagstroken kunnen mogelijke doelsoorten ook opnieuw het perceel koloniseren. Plaggen is immers een effectgerichte maatregel om soortenrijkere vegetaties te herstellen (Van Uytvanck & De Blust, 2012).

Herstel laantjes in weidevogelgebied

In het weidevogelgebied werden ook zones aangeduid waar het herstel van laantjes wenselijk is. In deze zones zijn de gradiënt en microreliëf functies van de laantjes in eerste instantie van belang. Hier wordt geadviseerd om afgeschuinde laantjes te voorzien. De grotere perceelsgrensgrachten ook van afgeschuinde oevers voorzien zou eveneens een effectgerichte maatregel zijn in deze zones. Dit worden dan brede moeraszones (Dotterbloem of zilverschoontype) die voedsel bieden voor de weidevogels (zie ook literatuurstudie voor meer detail naar de functie van de laantjes).

8.3 Vuistregels Onderhoud

Het onderhoud of wellicht eerder de controle van de perceelslaantjes en afwateringsgrachten was in vroegere tijden een jaarlijkse winterse activiteit (Burny, 1999; Baaijens et al., 2011). Immers andere landbouwactiviteiten lagen stil en bij hoge waterstanden is de functionaliteit van de laantjes het best te evalueren. Op basis van veldobservaties koos een landbouwer wellicht die laantjes uit dewelke niet goed meer afwaterden. Op deze wijze ontstond een willekeurig onderhoudsrotatiesysteem, waardoor er ook steeds een bont patroon aan vegetatiesuccesie aanwezig was in de gebieden. Omdat dergelijk willekeurig onderhoudsschema moeilijker te plannen is in een aannemingsplan wordt een rotatiecyclus voorgesteld op basis van de onderhoudsprioritering die afgeleid werd uit de ecohydrologische analyse. Het valt aan te bevelen om in de onderhoudscontracten ook ruimte te laten voor urgente ad hoc onderhoudsbeurten die gesignaleerd worden door terreinkenners.

Het onderhoud bestaat uit het opnieuw vrijmaken van de laantjes (vegetatie verwijderen door greppelfrezen of met graafmachine uitnemen van de laantjes). In Van Uytvanck & De Blust (2012) wordt als voorbeeld een roterende cyclus van 10 jaar voor zilte graslanden vermeld. Op basis van onze analyse in gevoeligheid wordt een roterende cyclus voorgesteld tussen 5 en 20 jaar. Hierbij worden de meest gevoelige laantjes 5 jaarlijks vrijgemaakt en de minst gevoelige zones om de 20 jaar (zie Tabel 7-3). Deze rotatiecyclus zorgt ervoor dat er ook steeds verlandingszones (met de hiervoor typische soorten) aanwezig zullen zijn.

9 Referenties

- Baaijens, G.J., Brinckmann, E., Dauvelier, P.L. & van der Molen P.C. (2011). Stromend landschap. Vloeiweidenstelsels in Nederland. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Bolt, G.H. & Bruggenwert, M.G.M. (1978). Soil chemistry. A. Basic Elements. Elsevier.
- Burny J. (1999). Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse kempen (1910-1950), tweehonderd gesprekken samengevat, Publicatie van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks XLII aflevering 1.
- De Vries, W. (1994). Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. (PhD) DLO Winand Staring Centre. Wageningen.
- De Vries, W., Breeuwsma, A. & de Vries, F. (1989). Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring. Staring Centrum. Wageningen.
- Degezelle, T., Kongs, T., Martens, L., Vercoutere, B. & Hoffmann, M. (2004). Ontwerp- ecosysteemvisie Kalkense meersen en Berlare broek: een verkenning van natuurpotenties: tekst 2004. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel.
- Delft, S.P.J., Jansen, P.C. & Kemmers, R.H. (2003). Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op water, bodem en vegetatie in Groot Zandbrink. Evaluatie na 12 jaar. Alterra, Wageningen, Alterra rapport 706.
- Delhaize, E. & Ryan, P.R. (1995). Aluminium toxicity and tolerance in plants. Plant Physiology 107: 315-321.
- De Schrijver, A. Wuyts, K., Schelfout, S., Staelens, J. Verstraeten, G. & Verheyen K. (2012). Verzuring van terrestrische ecosystemen. Oorzaken, remedies en gevolgen voor biodiversiteit. Natuur.focus II(4): 136-143.
- Dorland, E., van den Berg L.J.L., van de Berg A.J., Vermeer, M.L., Roelofs, J.G.M. & Bobbink, R. (2004). The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. Plant & Soil 265: 267-277.
- Eijkkelkamp (2003). Operating instructions. 14.01 EC-Probe set for soil conductivity measurements. www.eijkkelkamp.com. July 2003.
- Ellenberg, H. (1992) – Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). In Ellenberg, H., Weber, H. Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (Eds.), Zeigerwert von Pflanzen in Mittel-Europa. Scripta Geobotanica 18: 1-248.
- Eglington, S.M., Bolton, M., Smart, M.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A.R. & Gill. J.A. (2010). Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. J. Appl. Ecol. 47: 541-558.
- Ertsen, A.C.D., Alkemade, J. R. M. & Wassen, M. J. (1998). Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. Plant Ecology 135: 113-124.
- Jalink, M.H. (1996). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen. 'indicatorsoorten' deel 3. M.J. Nooren (ed.) Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Jansen, A. & Schipper, P. (1997). Tips voor herstel van natte schraallanden. De Levende Natuur 98:304-309.
- Gryseels & Heirman (1987). *Oenanthe silaifolia* Bieb. Aangetroffen in de Kalkense meersen (Kalken, Oost-Vlaanderen). Dumortiera 39: 25.
- Kemmers R.H & P.C. Jansen, 2000. De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 32. 87 blz. 49 fig.; 13 tab.; 25 ref.
- Kemmers, R., Grootjans, A., Bakker, M., Baaijens G.J., Nijp, J. & van Dijk G. (2007). Leidt bevloeiing van schraallanden tot eutrofiëring? De Levende Natuur 127-131.
- Kemmers, R., Bloem, J. & Faber, J. (2010). Bodembiota en stofstromen in schraallanden. Effecten op vegetatie. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1979. 44blz.
- Kleijn D., Dimmers W., van Kats R. & D. Melman(2009). Het belang van hoog waterpeil en bemesting voor de Grutto: I. de vestigingsfase. De Levende Natuur 110 (4): 180-183.

- Laurijssens G., De Blust G., De Becker P. & Hens, M. (2007). Opmaak van een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heide en vennen en toepassing ervan op Groot & Klein Schietveld, Tielenkamp & Tielenheide. Deel I: Een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heide en vennen. INBO.R.2007.31. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.L. & Roelofs, J.G.M. (2005). Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H₂O* 17: 28-30.
- Lamers, L.P.M., Thomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998). Suphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Envir. Sci Techn.* 32: 199-205.
- Lucassen, E.C.H.E.T. & Roelofs, J.G.M. (2005). Vernatten met beleid. Lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch maandblad* 94:211-215.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.L., Van der Salm & Roelofs, J.G.M. (2004). High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry* 67 (2): 249-267.
- Mc Cracken, D.I Foster, G.N. & Kelly A. 1995. Factors affecting the size of leatherjacket (Diptera: Tipulidae) populations in pastures in the west of Scotland. *Applied Soil Ecology* 2: 203-213.
- Menschaert, J., Gijbers, B. & Geypens, M. (2002). Ecodistricten: ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen. Deelrapport IV: Afbakening van ecodistricten en ecoregio's: gevoeligheidskaarten voor vermessing, verzuring en verdroging op 3 schaalniveaus in Vlaanderen. Studieopdracht in het kader van actie 134 van het Vlaams Milieubeleidsplan 1997-2001. In opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur- en Waterbeheer.
- Oosterveld, E. (2006) - Betekenis van waterpeil en bemesting voor weidevogels. *De Levende Natuur*. Jg 107, nr 3.
- Postma, R., van Dijk, T.A. & van der Weijden, A.G.G. (2004). Organische stofopbouw en N-mineralisatie ; praktijktoepassing van een verbeterd model. Wageningen, Plant Research International.
- Slabbaert, W.; Tys, D., Verhaege F. (2008)- Waterrijke gebieden in Vlaanderen: natuur op cultuurhistorische basis. Van waterrijk over waterziek. *Ons Heem. Tijdschrift voor lokaal erfgoed in Vlaanderen*, issue 61, vol.2, pp.73 – 82
- Vanallemeersch, R.; Hoffman, M.; Meire, P. (2000). Ontwerpbeheerplan voor het vlaams natuureservaat slikken en schorren van Schelde en Durme. Draft-versie. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud, 2000(01). Rijksuniversiteit Gent: Gent. 362 pp.
- Van Braeckel, A.; Coen, L.; Peeters P.; Plancke Y.; Mikkelsen J. en Van den Bergh, E. 2012. Historische evolutie van Zeescheldebabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2012. 59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Delft, S.P.J., Jansen P.C. en Kemmers R.H. (2003) – Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op water, bodem en vegetatie in Groot Zandbrink; Evaluatie na twaalf jaar. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de groene Ruimte. Alterra rapport 706.
- Van der Hoek, D. & Walsem, J. (2004) Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in beekdalen (Gelderse Achterhoek). Expertisecentrum LNV. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Rapport EC-LNV nr. 2004/282-O.
- Van Uytvanck J. & De Blust, G. (reds.) (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Lannoo Campus.
- VIOE (2008). Paleolandschappelijk, archeologisch en cultuurhistorisch onderzoek in het kader van het geactualiseerde Sigmaplan, Sigma-cluster Kalkense meersen, zone Wijmeers 2. Deel 2: bundeling van de rapportages deelonderzoeken. Vlaams Instituut voor het Ontroerend Erfgoed i.o.v. Waterwegen en Zeekanaal nv.
- Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, H.F. Van Dobben & F. Berendse, (2005). Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science*, 16, 461-470.
- Wamelink, G.W.W. , Goedhart, P.W., Frissel, J.Y. & Wegman, R.M.A. (2006). Response curves for plant species and phytosociological classes. Wageningen, Alterra, Alterra-.

Zwaenepoel, A.; Termote, J.; Cosyns, E.; Vanhecke, L.; Van Ormelingen, J.; Derycke, A.; Vandamme, D. (2009). Overstromingsgraslanden in IJzer- en Handzamevallei : Deel 1. TWOL-Onderzoek naar historische wijzigingen in milieu-omstandigheden en beheer van de overstromingsgraslanden in IJzer- en Handzamevallei ter behoeve van het natuurbeheer en de natuurontwikkeling, 1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brugge. 482 pp.

Bijlage 1: Kaarten

Inventarisatie laantjes



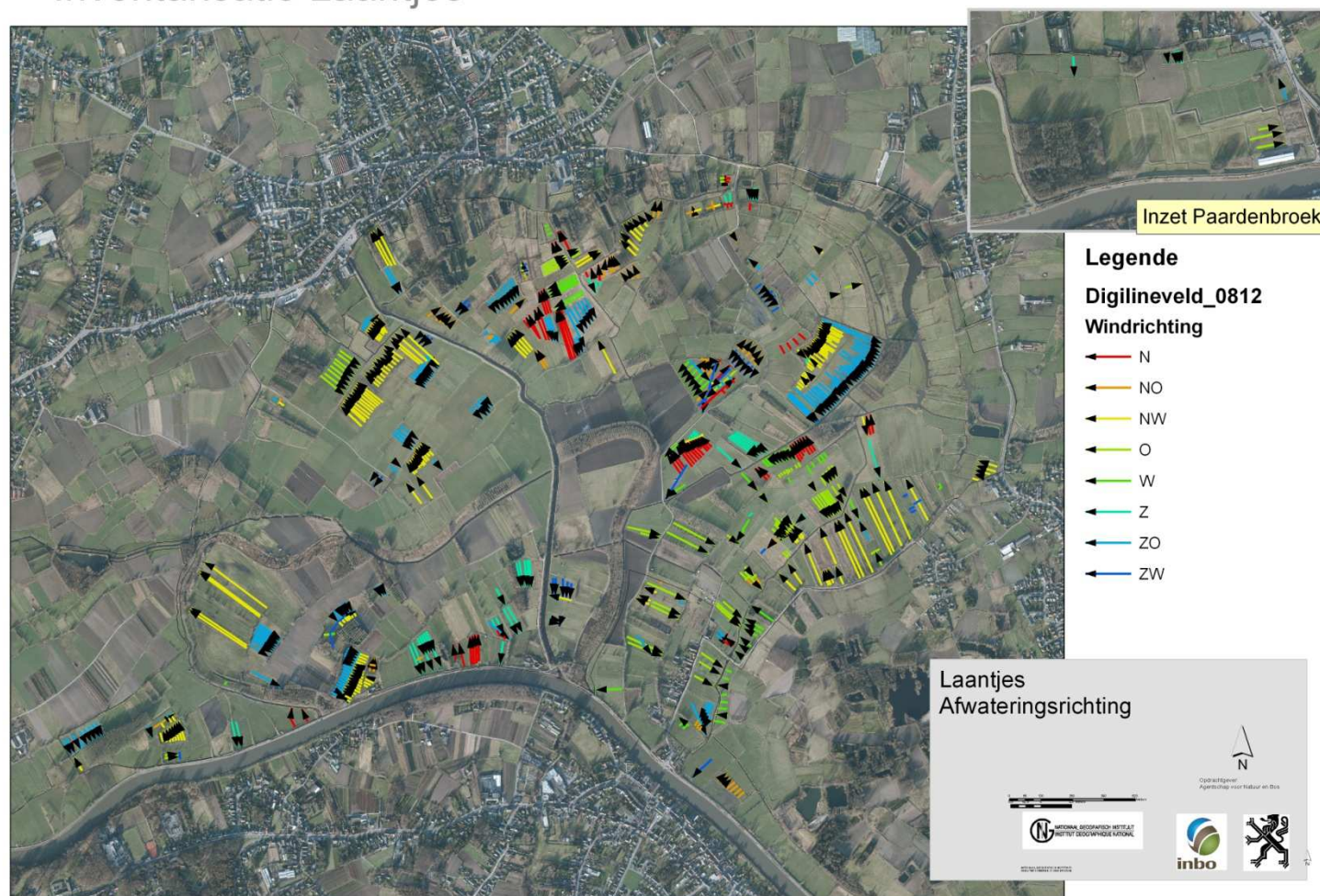
Kaart 1. Overzicht gedigitaliseerde laantjes in het volledige studiegebied

Inventarisatie Laantjes

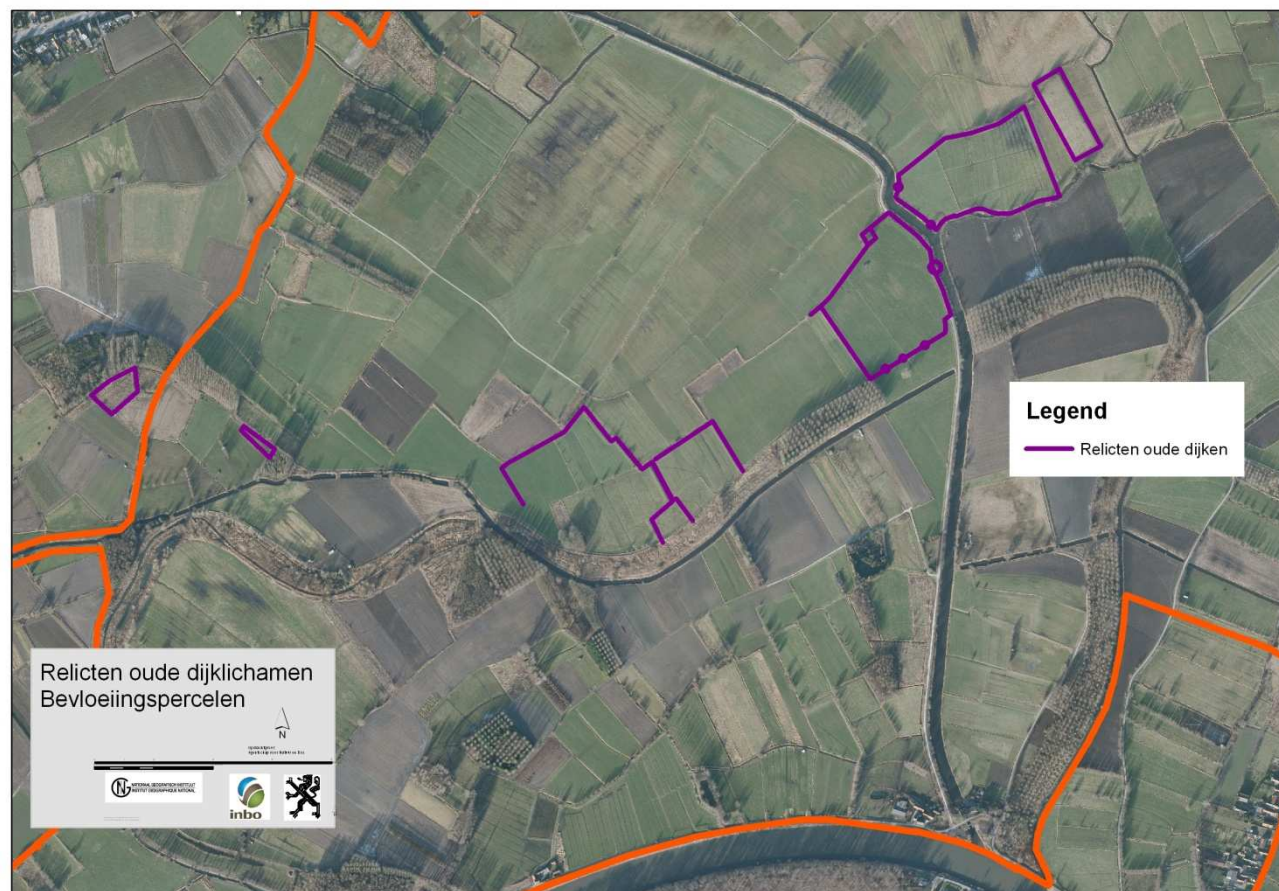


Kaart 2- Overzicht digitalisatie laantjes in grasland (Kalkense meersen) - Onderhoud.

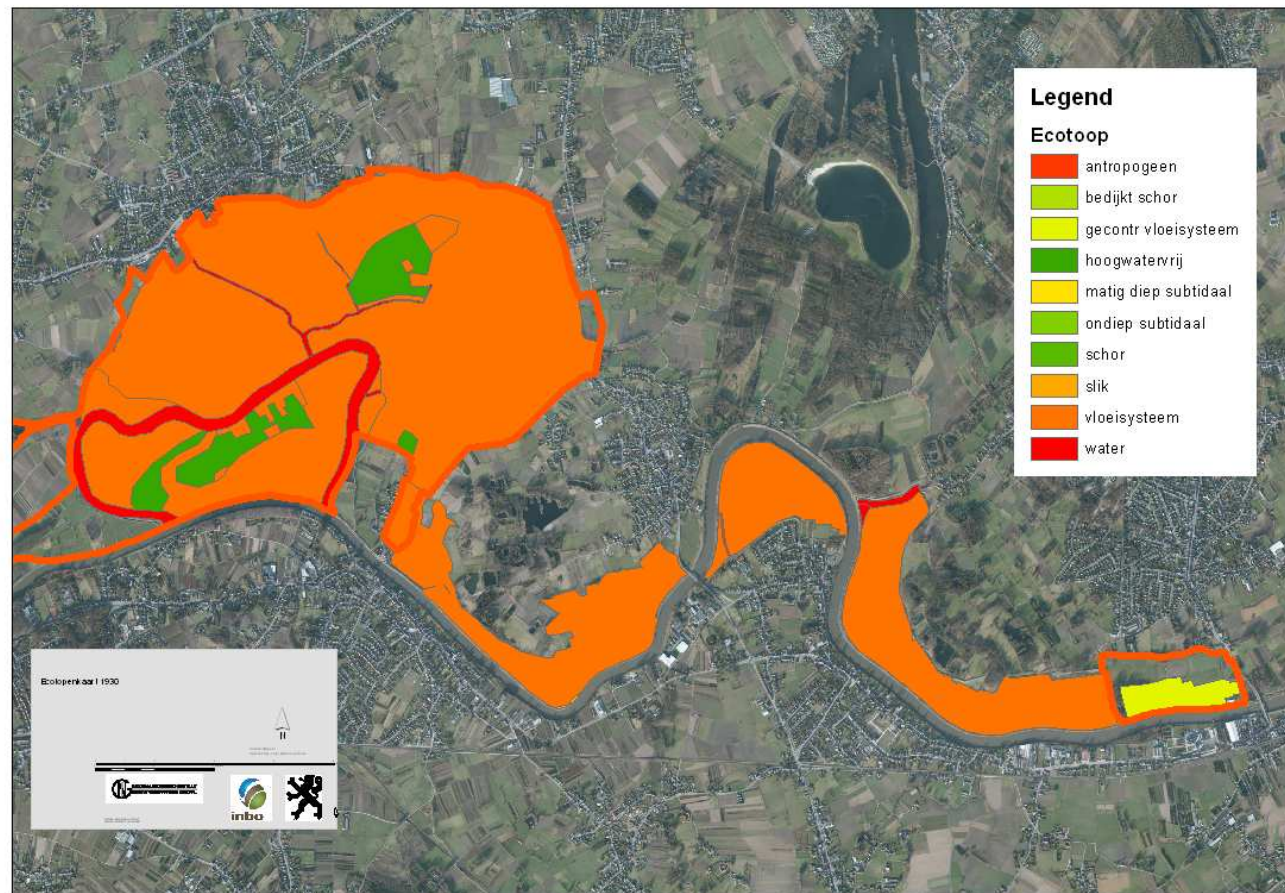
Inventarisatie Laantjes



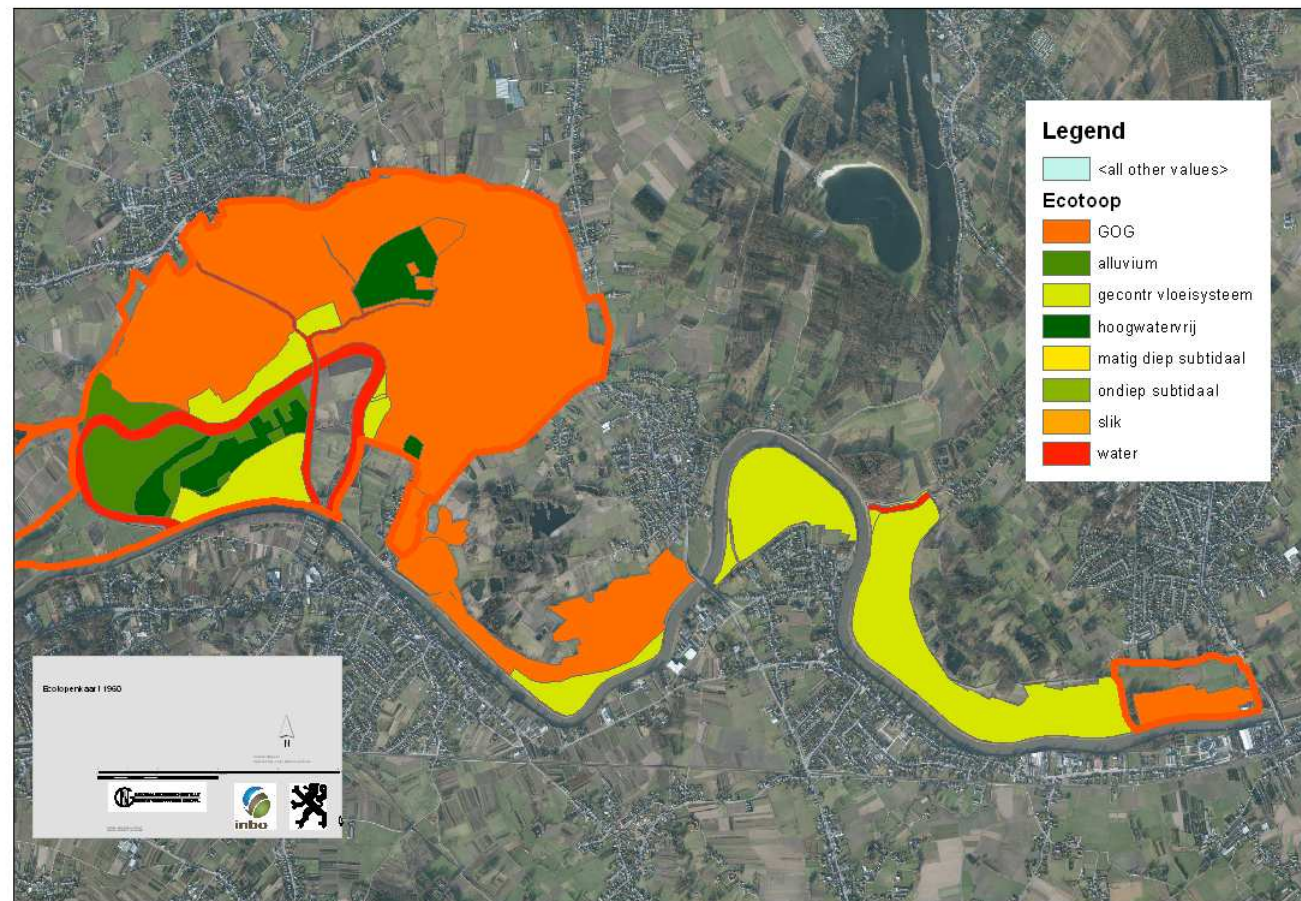
Kaart 3. - Overzicht digitalisatie laantjes in grasland (Kalkense meersen) – Afwateringsrichting



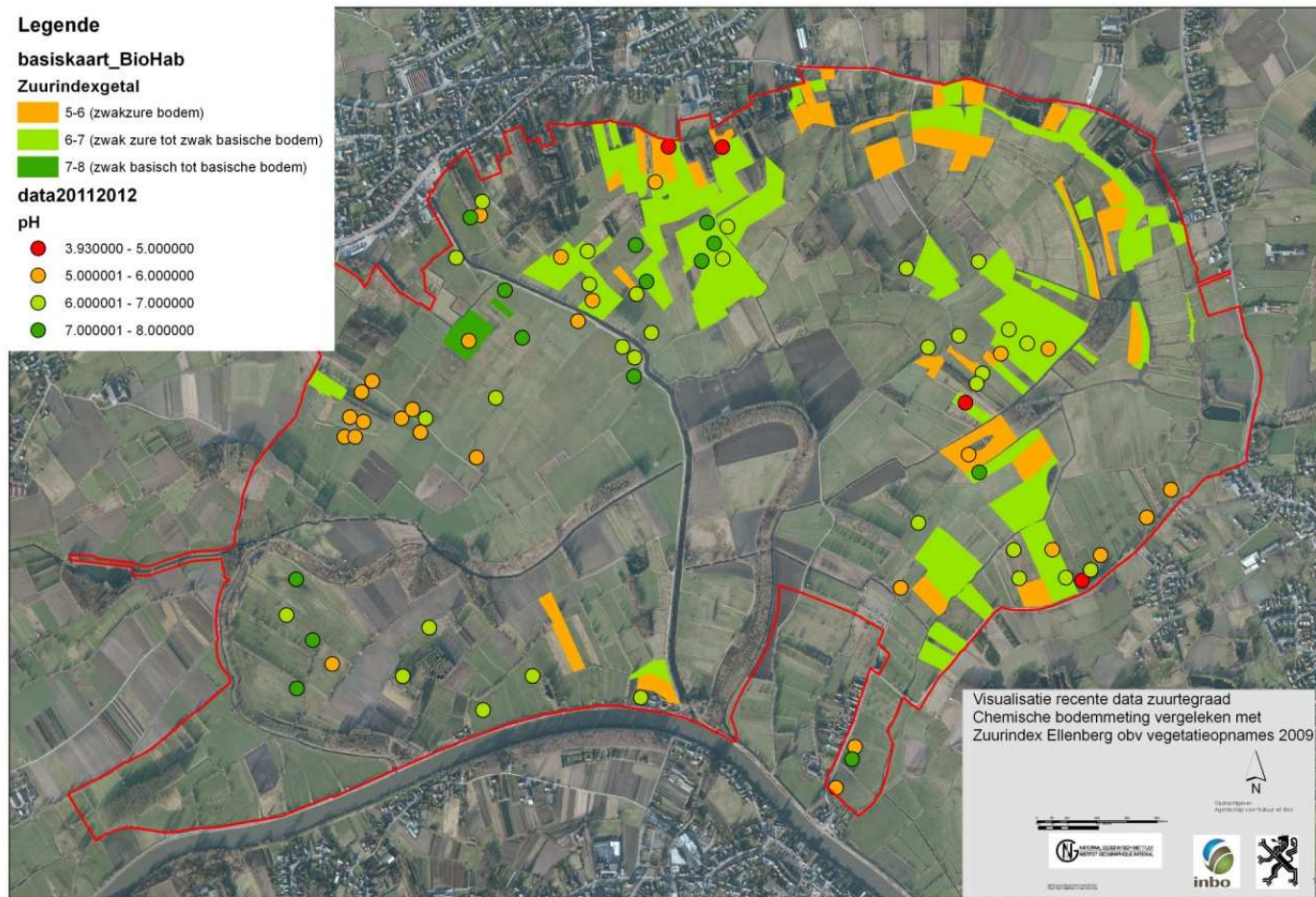
Kaart 4. Relicten van oude dijklichamen in de Kalkense meersen.



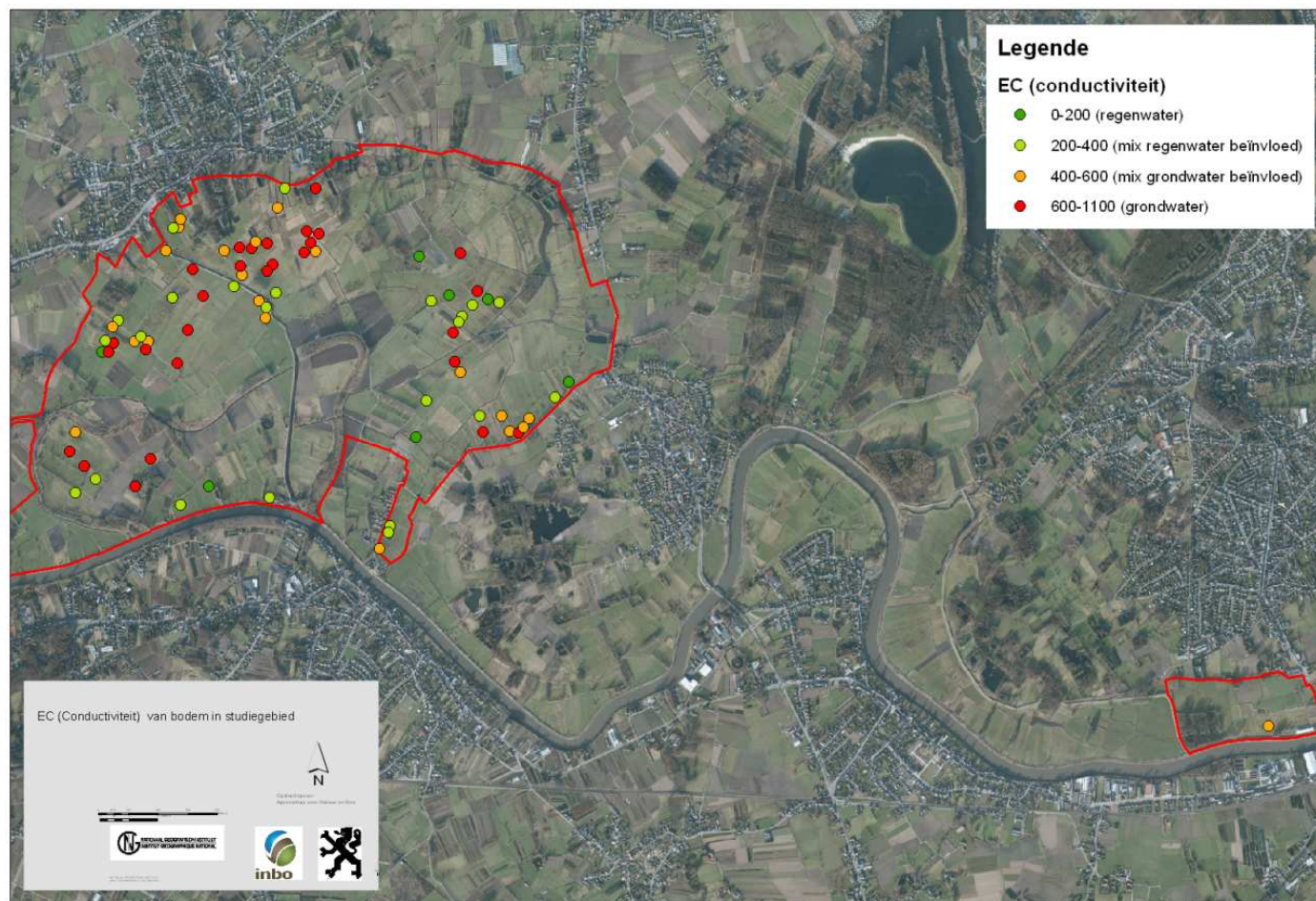
Kaart 5- Ecotopenkaart 1930 (Van Braeckel et al. in prep)



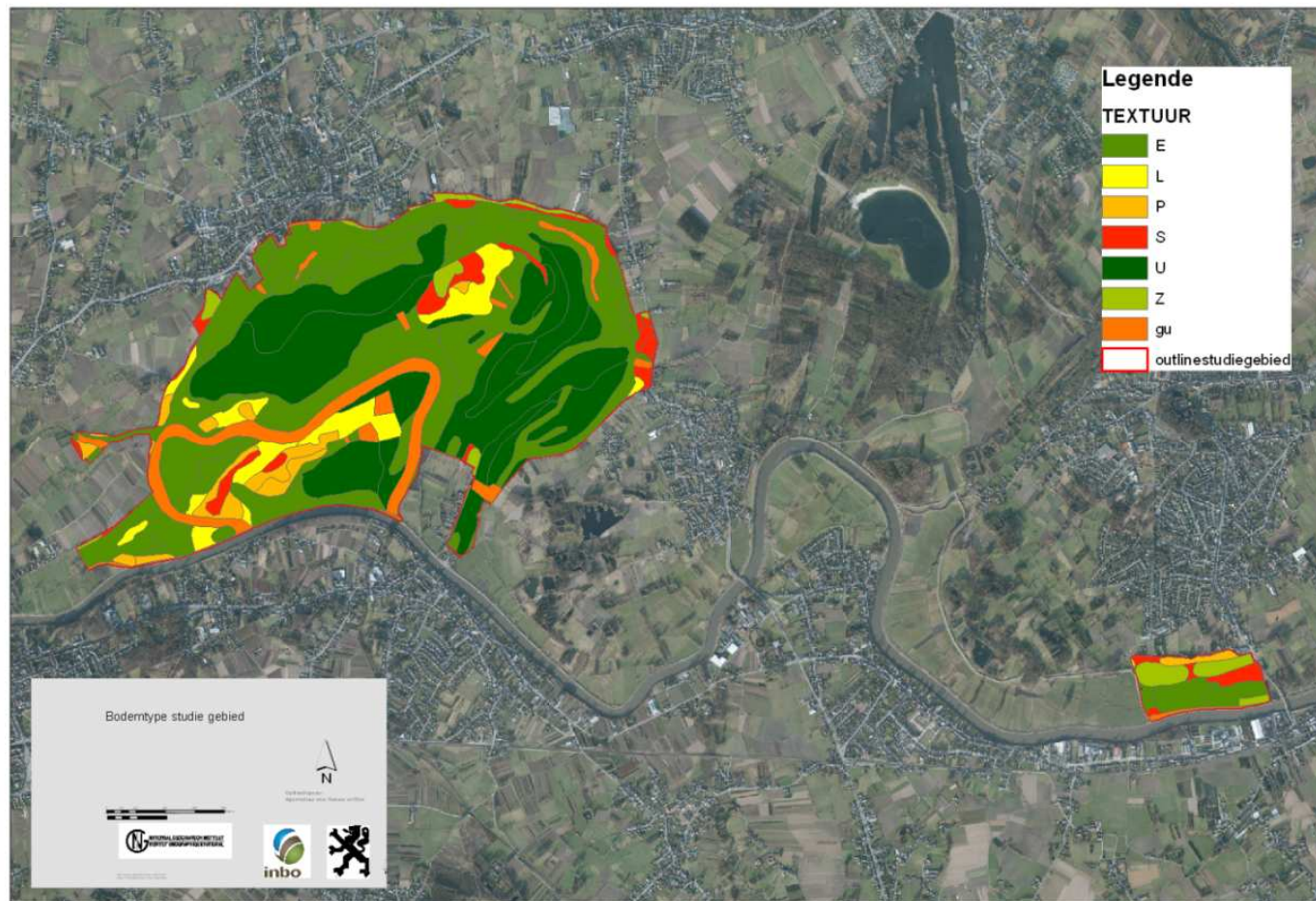
Kaart 6- ecotopenkaart 1960. (Van Braeckel et al. in prep)



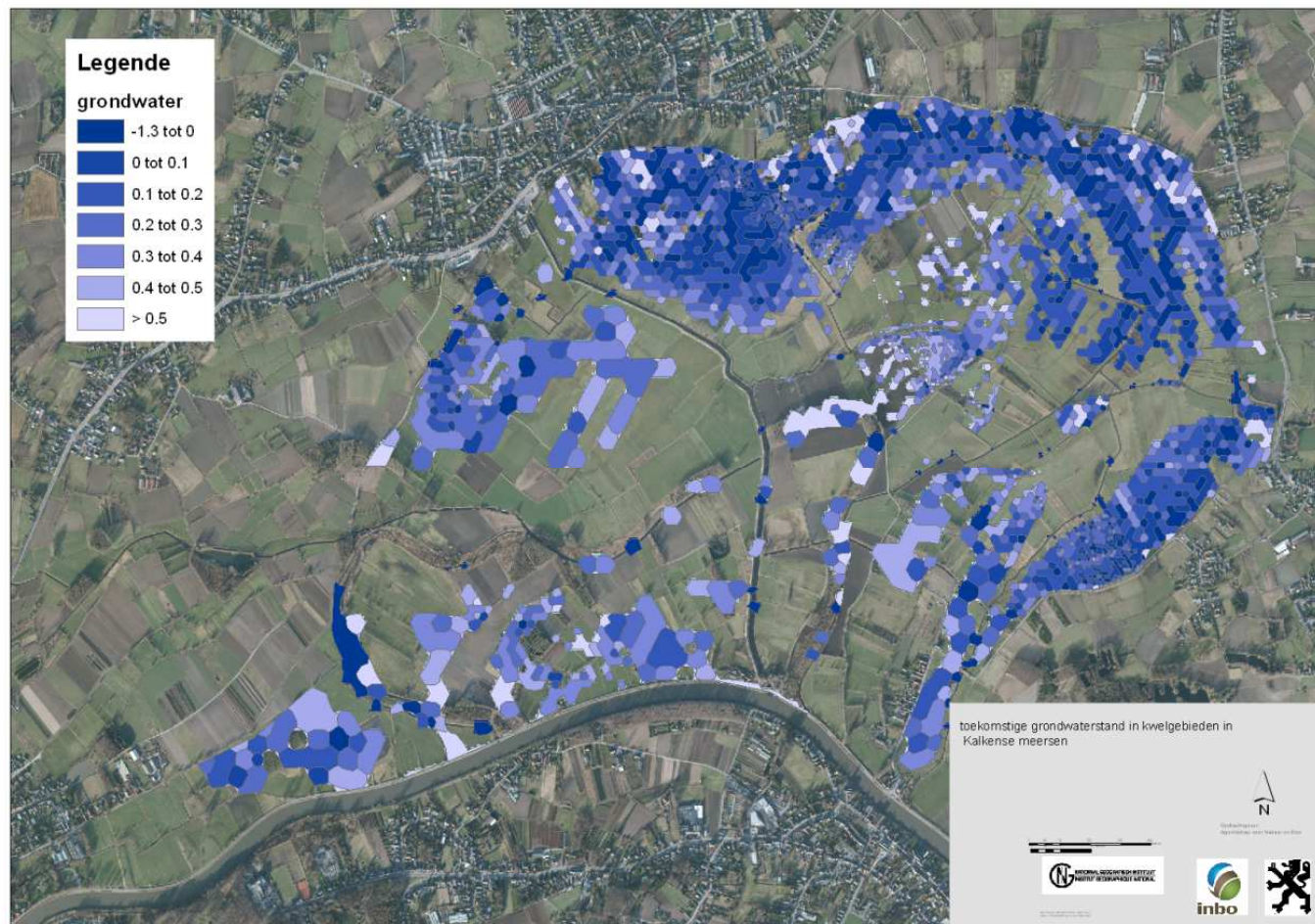
Kaart 7 - Bodem pH klassen op basis van chemische bodemanalyses en classificatie van de gemiddelde zuurindex per perceel op basis van vegetatieopnames 2009.



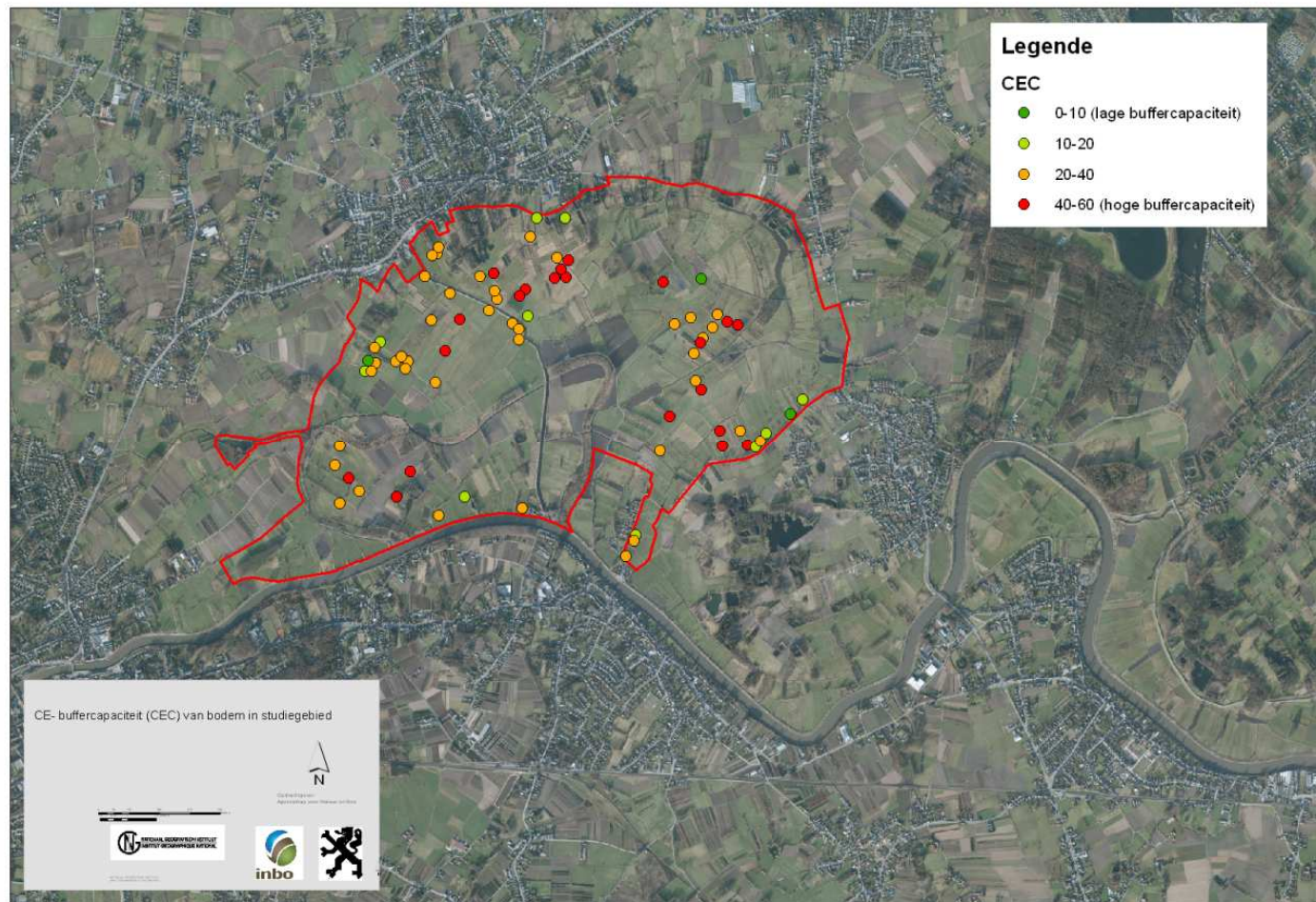
Kaart 8- bodemconductiviteit in de Kalkense meersen



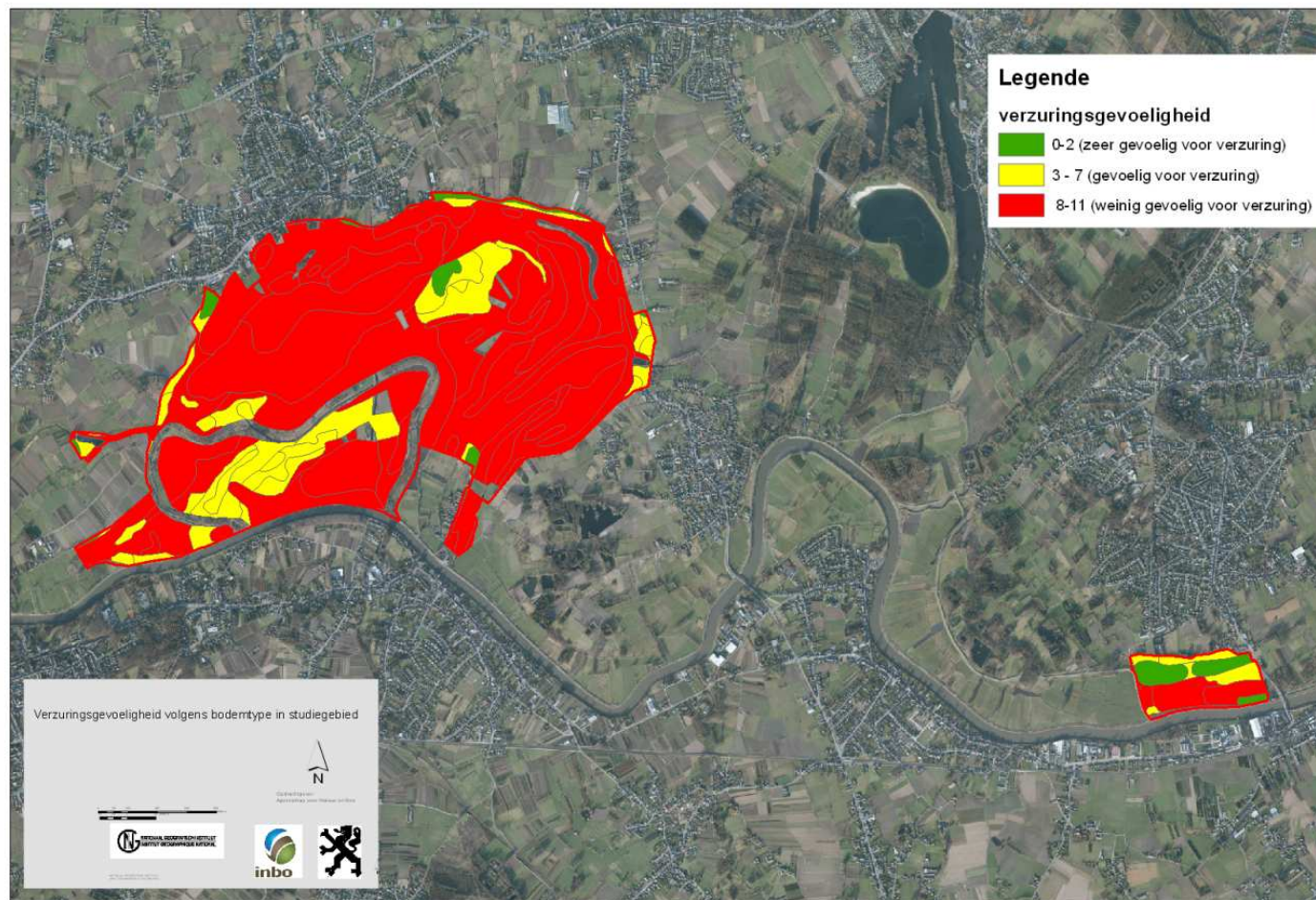
Kaart 9- bodemtype voor het studiegebied. E: Klei, L: zandleem, P: licht zandleem, S: lemig zand, U: zware klei, z: zand, gu: geen uitkomst



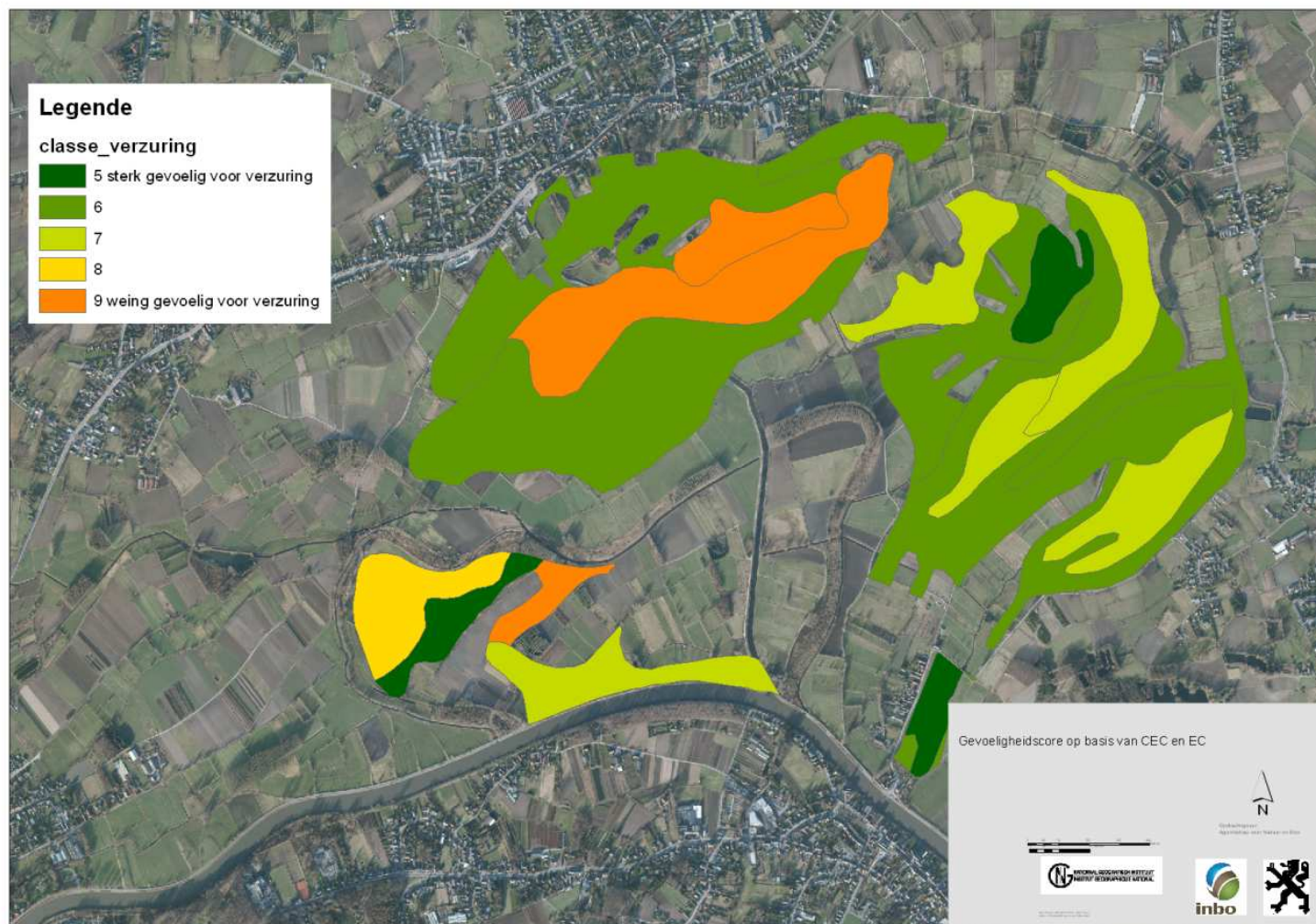
Kaart 10– gemiddelde grondwaterstand (model) in de kwelzones voor de Kalkense meersen.



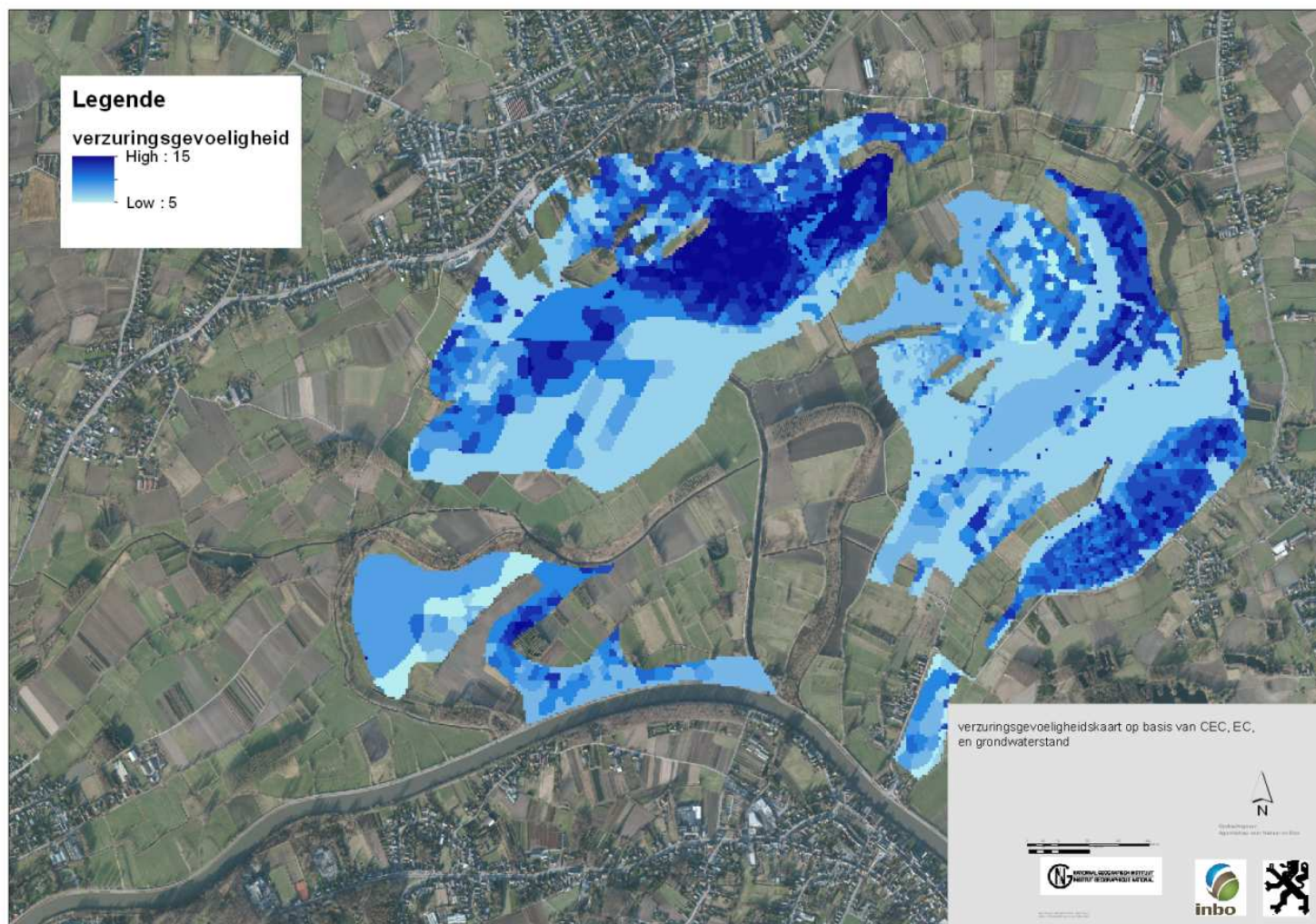
Kaart 11- Buffercapaciteit (CEC) (cmol+/kg) van de bodem in de Kalkense meersen.



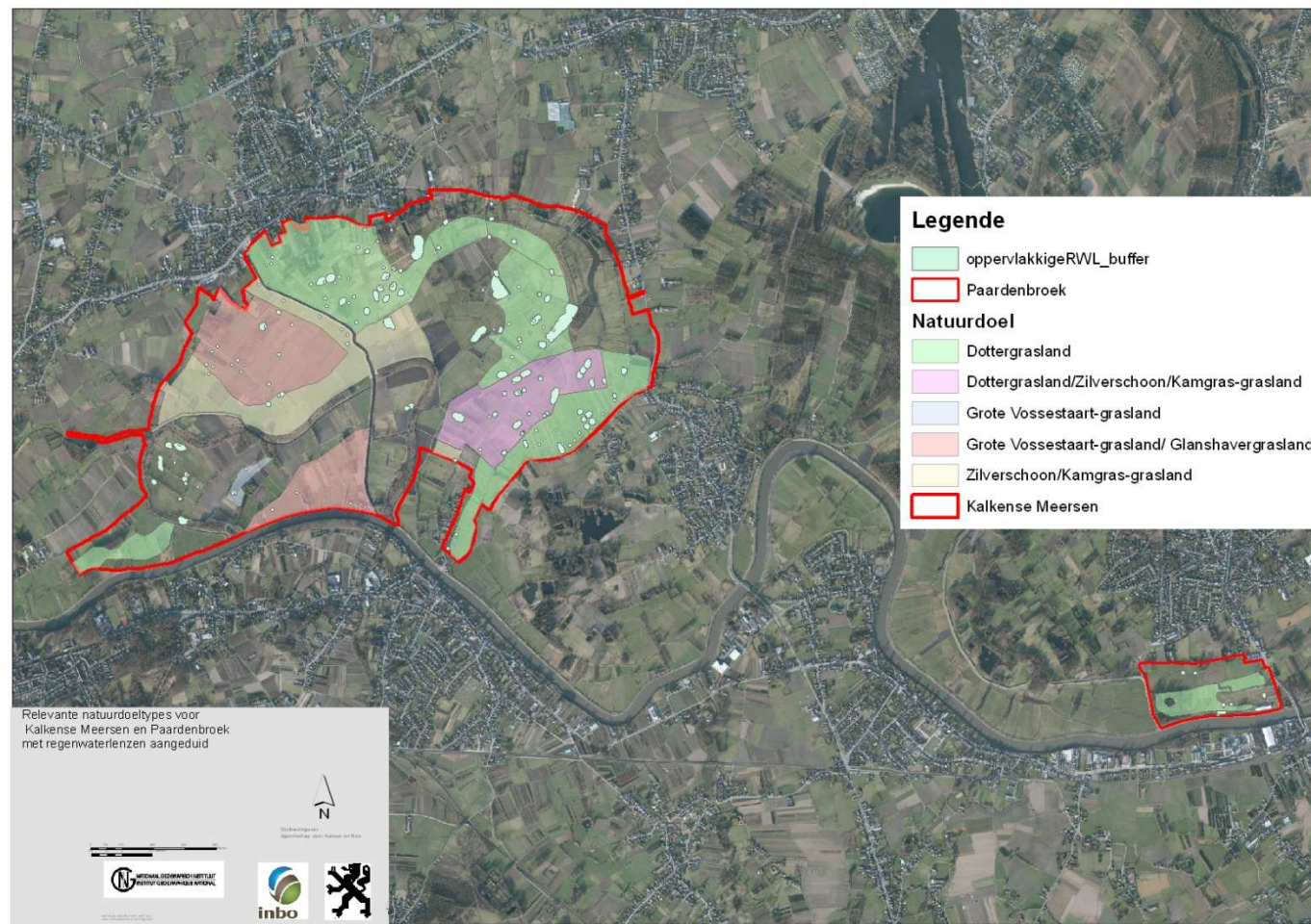
Kaart 12- Verzuringssgevoeligheid op basis van bodemtype voor het studiegebied



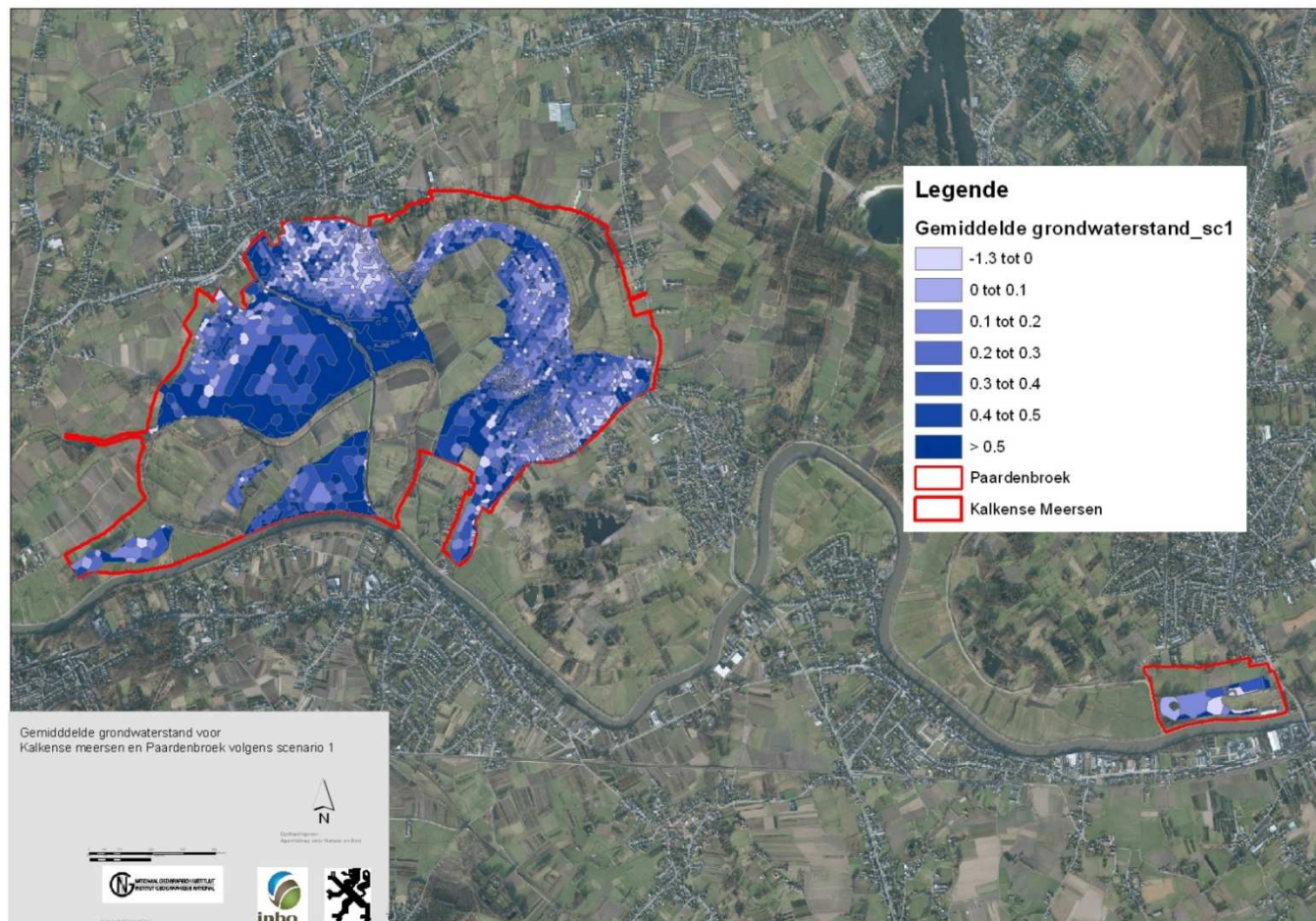
Kaart 13- gevoeligheidsscores op basis van CEC en EC.



Kaart 14: Verzuringgevoeligheidskaart op basis van CEC, EC en grondwaterstand. Hoge score: weinig gevoelig voor verzuring. Lage score: sterk gevoelig voor verzuring

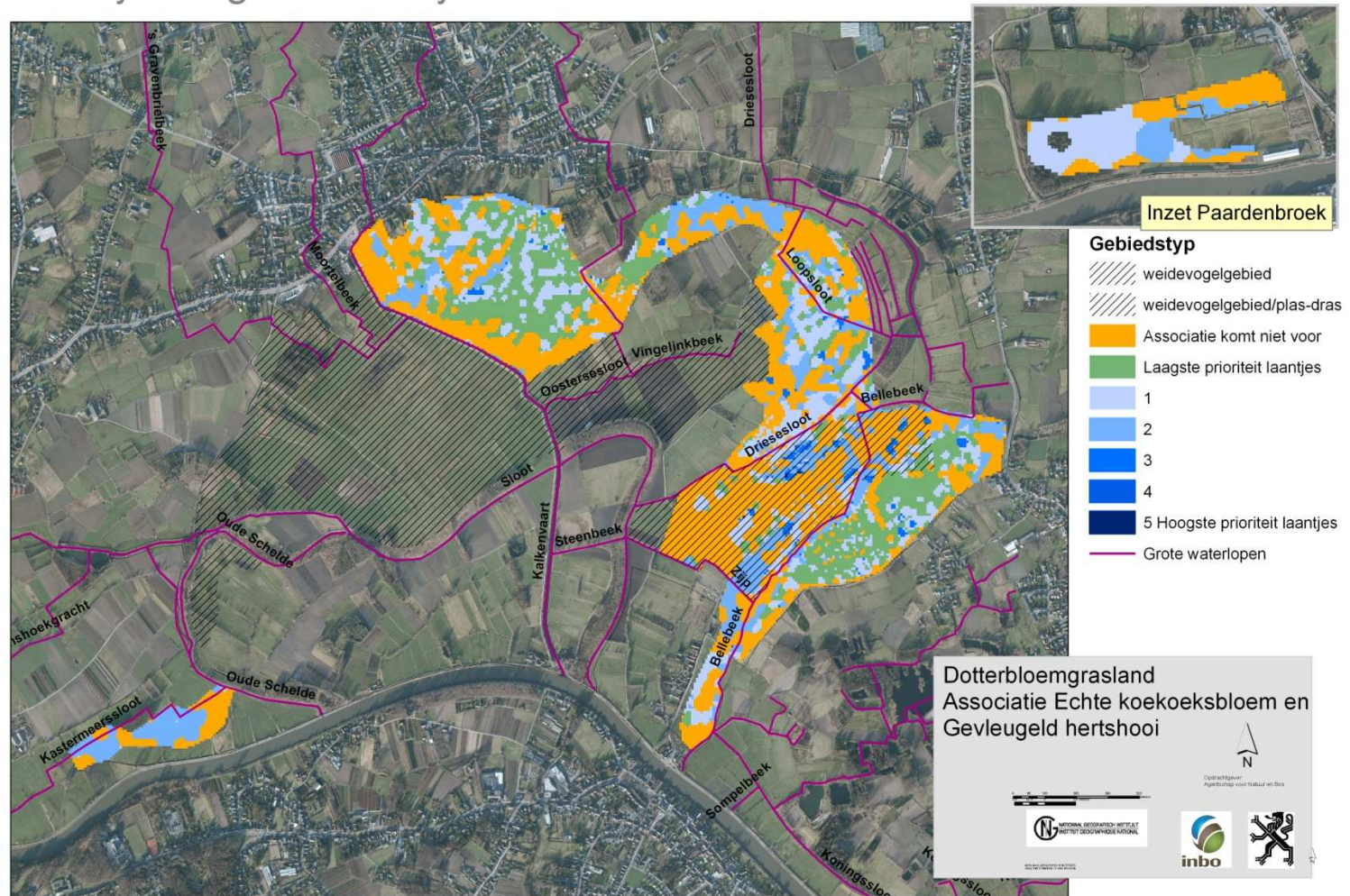


Kaart 15 – Gepland areaal voor relevante natuurdoeltypen in Kalkense meersen en Paardenbroek (zie Van Ryckegem et al., 2010). Karterde regenwaterlenzen met 10 m buffer zijn aangeduid.



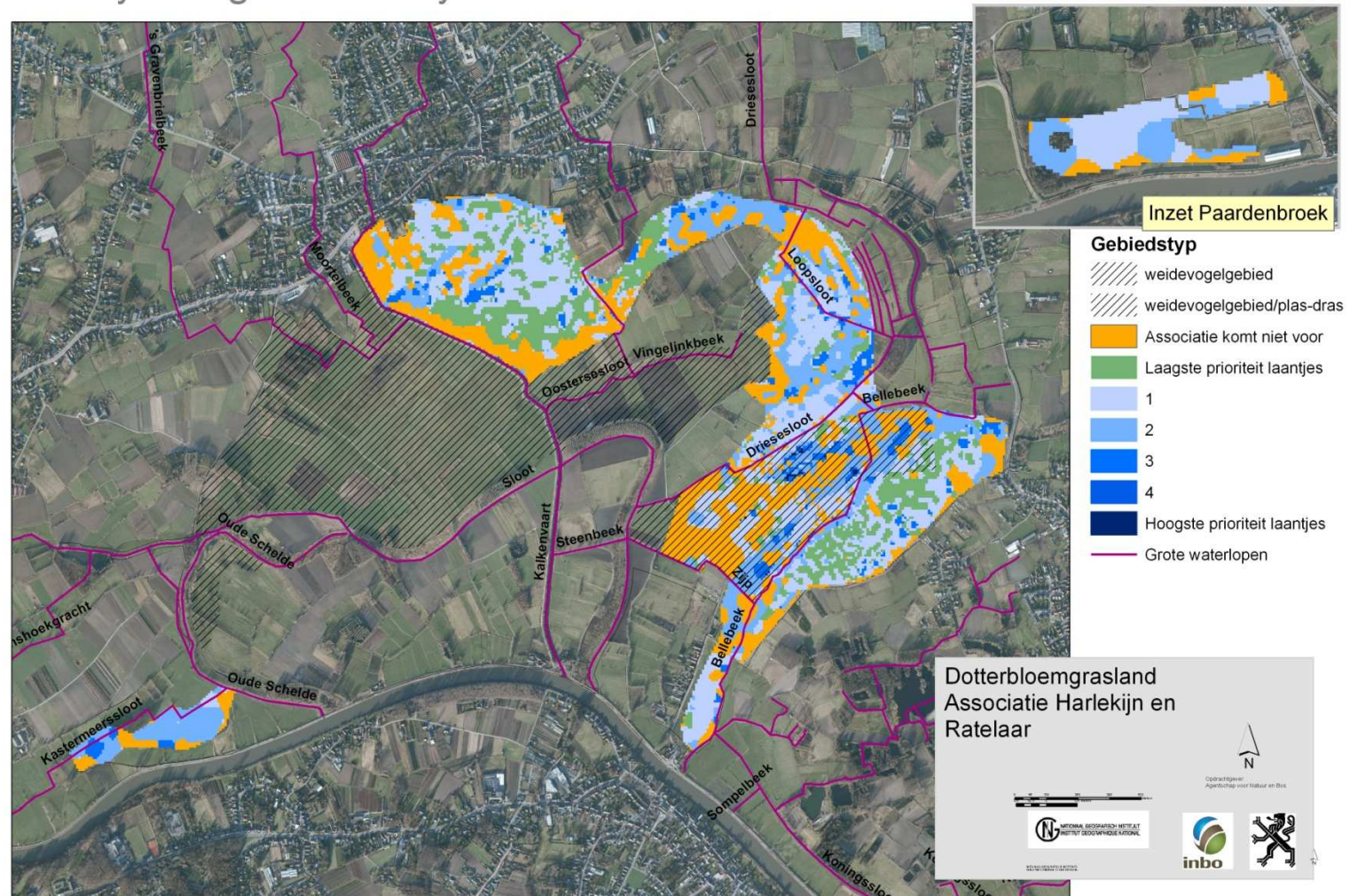
Kaart 16 – Gemiddelde grondwaterstand volgens scenario 1 (zie Degezelle et al., 2004))

Ecohydrologische analyse

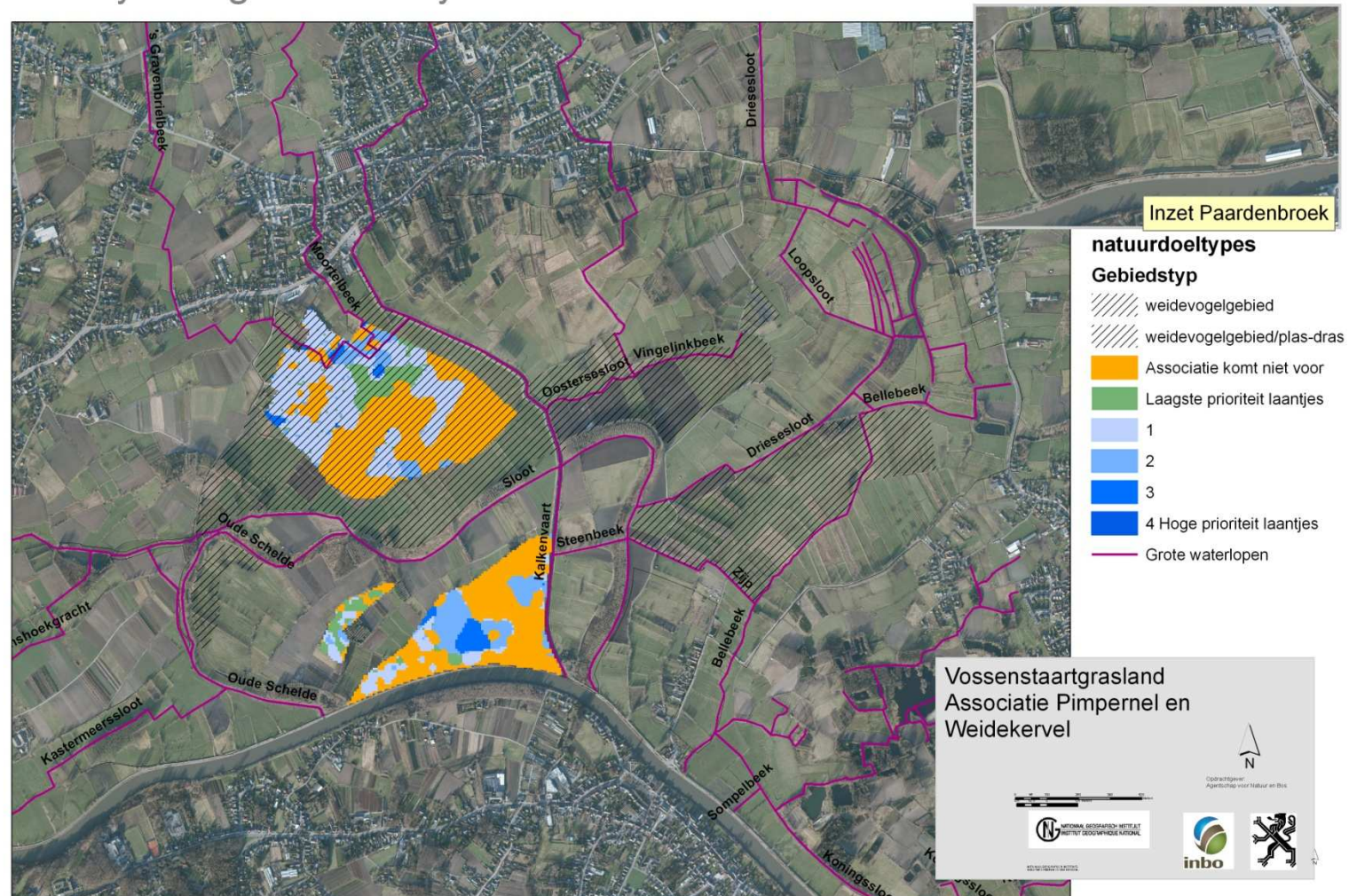


Kaart 17- Ecohydrologische score voor de Echte koekoeksbloem en Gevleugelde hertshooi associatie binnen het areaal van Dottergrasland Verbond.

Ecohydrologische analyse

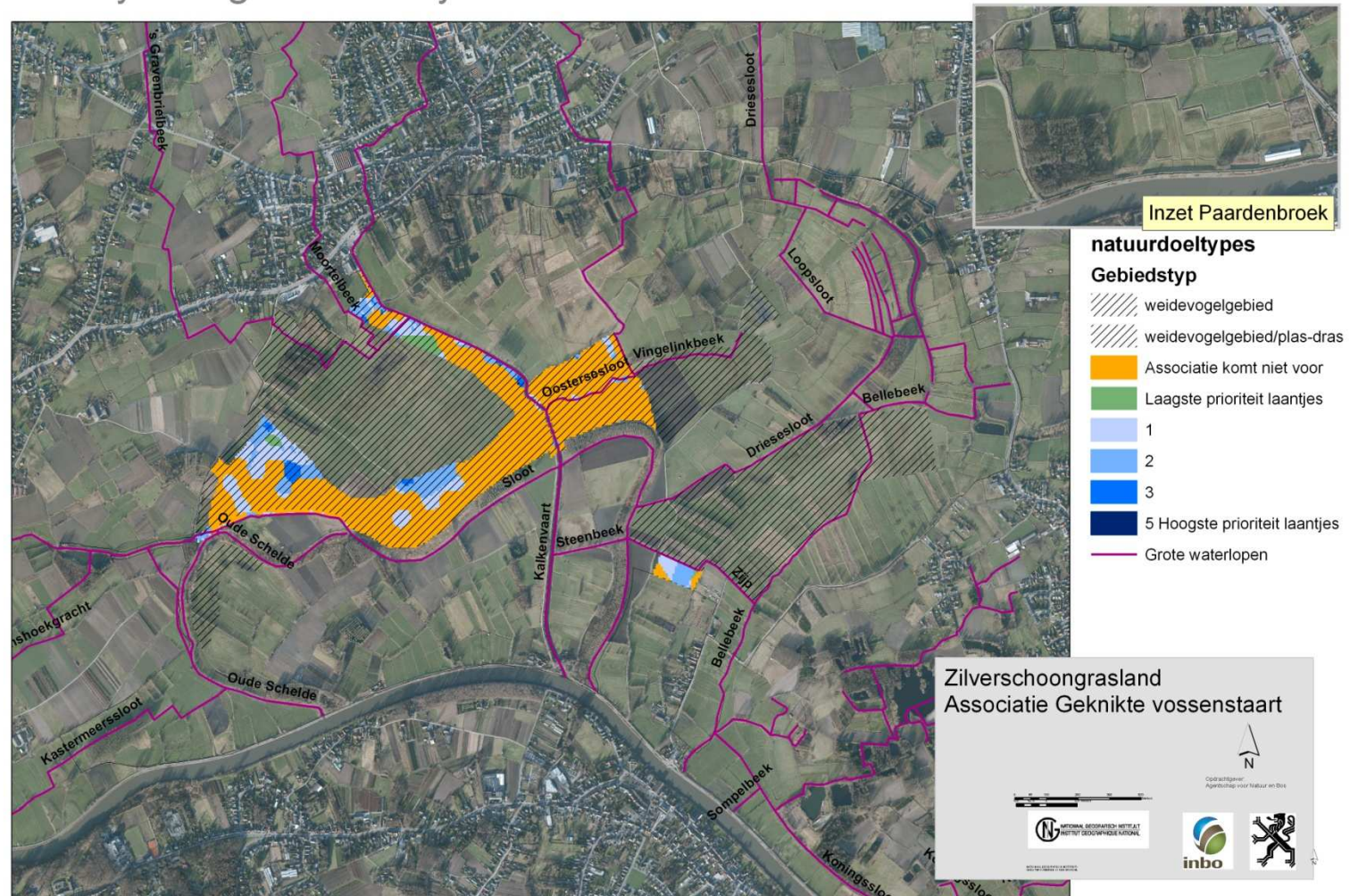


Ecohydrologische analyse



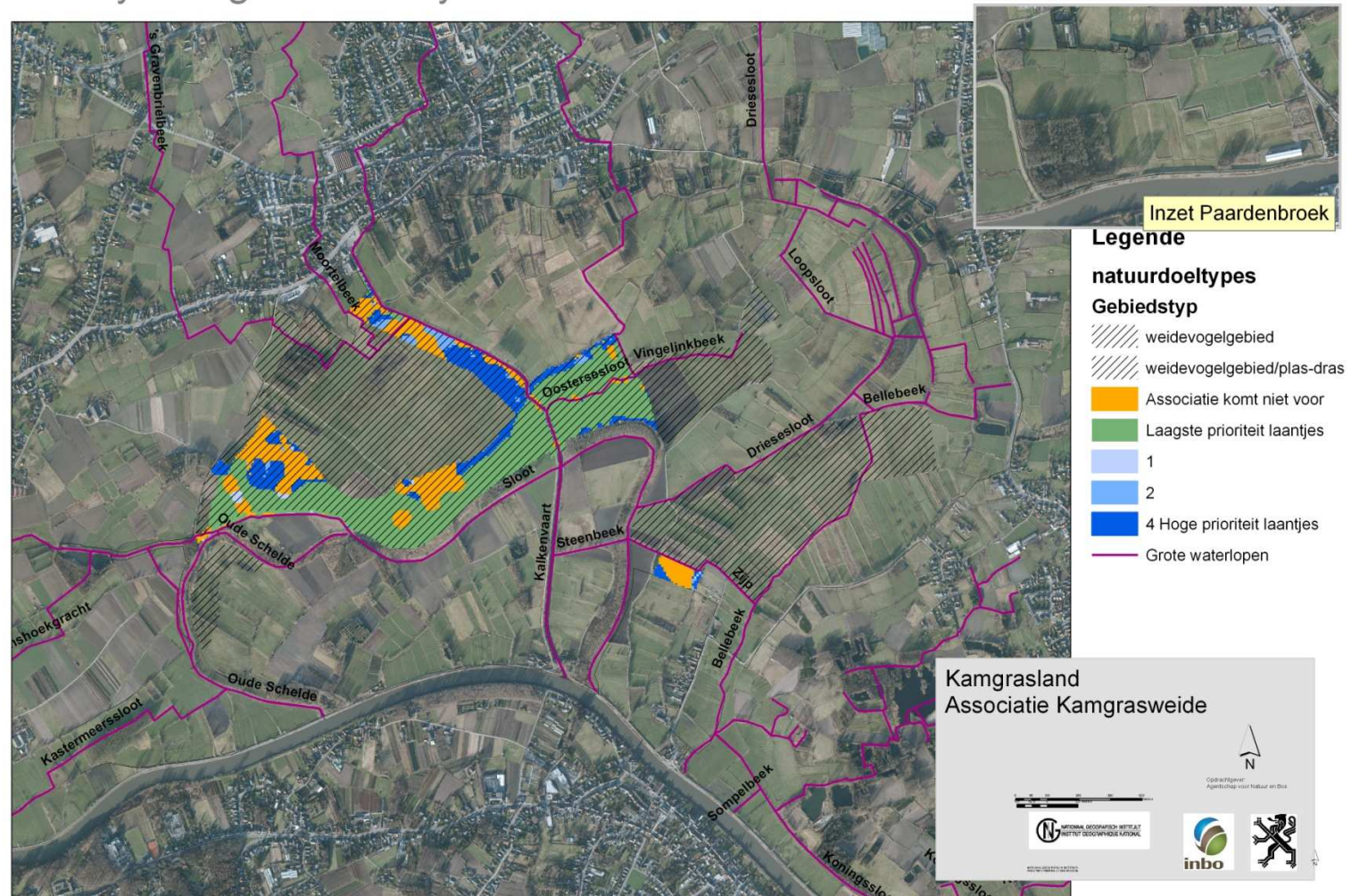
Kaart 19 – Ecohydrologische score voor de Grote pimpernel en Weidekervel associatie binnen het areaal van Grote Vossenstaart verbond

Ecohydrologische analyse



Kaart 20- Ecohydrologische score voor de Geknikte Vossenstaart associatie binnen het areaal van begrazingsblok

Ecohydrologische analyse



Kaart 21- Ecohydrologische score voor de Kamgrasweide associatie binnen het areaal van het begrazingsblok

Laantjes
Prioritering herstel bestaande laantjes

Legende

- Herstel niet prioritair
- Herstel gewenst prior 1
- Herstel prior 2
- Herstel nodig prior 3
- Grote waterlopen
- weidevogelgebied
- weidevogelgebied/plas-dras

Inzet Paardenbroek

Laantjes
Prioritering herstel bestaande laantjes

Opdrachtgever:
Agentschap voor Natuur en Bos

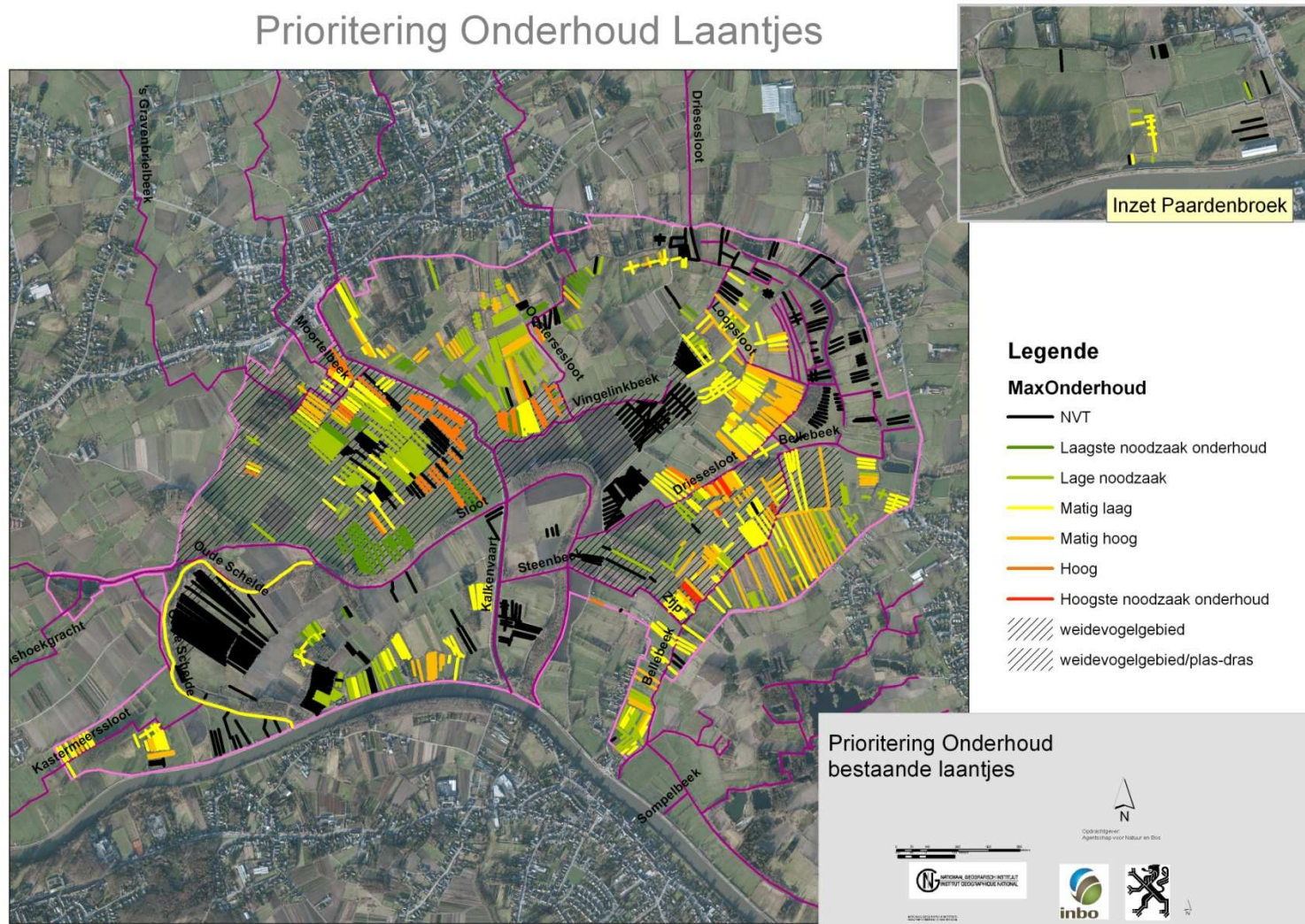
inbo

inbo

inbo

Kaart 22. Prioritering herstel bestaande laantjes

Prioritering Onderhoud Laantjes



Kaart 23. Prioritering onderhoud van de bestaande laantjes

Bijlage 2: Analyse resultaten

Tabel 4. Analyseresultaten van de bodemstalen genomen in het kader van dit project op 20 mei 2012.

code_arcGIS	X_lambert	Y_lambert	staal-ID	pH (H2O)	CEC BaCl2_Ca ²⁺	CEC BaCl2_K ⁺	CEC BaCl2_Mg ²⁺	CEC BaCl2_Na ⁺	CEC BaCl2_Al ³⁺	CEC BaCl2_Fe ³⁺	CEC BaCl2_Mn ²⁺	vrije H+	uitw zuurheid	CEC_berekend	CEC_MgSO4
113.00	119868.778	190313.35	86	6.71	45.0	<BG	1.9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	53	>48
114.00	119887.88	190219.0493	87	6.23	36.0	<BG	1.4	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	43	>48
115.00	118057.128	191008.5615	88	5.60	31.9	0.5	2.1	<BG	<BG	<BG	0.8	<BG	<BG	40	>48
116.00	118234.932	191017.8514	89	7.10	48.3	0.5	3.2	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	58	>48
117.00	118147.063	190819.3332	90	6.46	40.9	0.5	3.5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	45	>48
118.00	118612.442	191327.0191	91	7.57	51.6	<BG	2.3	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	60	>48
119.00	118831.464	191273.9884	92	7.04	52.2	<BG	1.8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	58	>48
120.00	118452.656	191306.383	93	6.35	46.8	<BG	1.6	<BG	<BG	<BG	0.5	<BG	<BG	55	>48
121.00	118902.001	191281.3033	94	6.53	42.1	<BG	1.6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	50	>48
122.00	118872.741	191331.9852	95	7.51	48.8	<BG	1.7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	55	>48
123.00	118269.182	189894.8732	96	6.18	7.9	<BG	3.3	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	11	12
124.00	117925.267	190055.6619	97	6.86	33.8	0.6	3.0	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	41	>48
125.00	117537.769	190013.2104	98	7.17	37.7	<BG	3.6	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	44	>48
126.00	117603.579	189934.1372	99	5.62	20.8	0.6	2.9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	25	26
127.00	117450.622	190096.8571	100	6.50	29.9	0.6	3.3	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	37	49
128.00	117837.681	189894.0818	101	6.75	33.5	1.0	2.9	0.5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	41	>48
129.00	118104.756	189781.1806	102	6.79	30.5	<BG	3.5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	38	49
130.00	118628.714	189823.4878	103	6.52	32.0	<BG	4.0	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	38	34
131.00	117483.43	190216.4606	104	7.04	31.3	0.7	2.7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	37	44
132.00	117484.774	189853.5575	105	7.19	21.8	1.1	1.8	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	26	24