



Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2020

Romke Kleefstra
Nico Beemster
Wout Bijkerk
Ronald Bakker
René Buijs
Peter de Boer
Marijke Bekkema
Christian Kampichler
Inge Kok
Els van der Zee
& Julia Stahl

Sovon-rapport 2021/27
A&W rapport 20-261



Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK

Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2020

Romke Kleefstra, Nico Beemster, Wout Bijkerk, Ronald Bakker, René Buijs, Peter de Boer, Marijke Bekkema, Christian Kampichler, Inge Kok, Els van der Zee & Julia Stahl



Sovon-rapport 2021/27
A&W rapport 20-261
Dit rapport is samengesteld
in opdracht van de
Nederlandse Aardolie Maatschappij BV



Colofon

© SOVON Vogelonderzoek Nederland 2021 Altenburg & Wymenga 2021

Dit rapport is samengesteld in opdracht van de Nederlandse Aardolie Maatschappij BV

Illustratie omslag: grote foto voorkant – Exclosure aan het Jaap Deensgat, in BMP-proefvlak Schildhoek, 9 april 2020. (R. Kleefstra), inzet voorkant: Luchtfoto Zoutkamperplaat 2018, wilgenopslag en netwerk van paden in rietvegetatie (GoogleEarth), inzet achterkant: Fitis nest Sennerplaat, 23 mei 2020 (P. de Boer)

Omslag ontwerp: John van Betteray

Wijze van citeren: Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Bakker R., Buijs, R., de Boer P., Bekkema, M., Kampichler C., Kok I., van der Zee E. & Stahl J. 2021. Analyse van effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2020. Sovon-rapport 2021/27 en A&W-rapport 20-261. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.

ISSN: 2212-5027

Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar worden gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm, of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Sovon en/of opdrachtgever.

Inhoud

Inhoud.....	1
Samenvatting.....	4
Dankwoord.....	8
1. Inleiding	9
1.1. Aanleiding	9
1.2. Doel en aanpak monitoring	9
1.3. Algemene ecologische ontwikkeling gebied.....	9
1.4. Begrazing	11
1.5. Bodemdaling Lauwersmeergebied.....	13
1.6. Leeswijzer	13
2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering.....	14
2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer.....	14
2.1.1. Broedvogels.....	14
2.1.2. Slaapplaatsen.....	15
2.1.3. Niet-broedvogels	16
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen.....	16
2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde N2000 broedvogelsoorten	18
3. Bodemhoogteveranderingen.....	22
3.1 Methode	22
3.2 Resultaten	22
3.3 Conclusie diepe bodemdaling en maaivelddaling	23
4. Hydrologie.....	24
4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen.....	24
4.2. Resultaten Hydrologie.....	25
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2020	25
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2020	25
4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken	27
4.2.4. Modelleren van de grondwaterstanden	29
4.2.5 Conclusie grondwaterregime en bodemdaling	30
4.3 Zoutgehalte grondwater.....	31
4.3.1 Relatie EGV en saliniteit.....	31
4.3.2 Saliniteit van het grondwater in de diepere buizen	32
4.3.3. Veranderingen in zoutgehalte in relatie tot bodemdaling	33
5. Vegetatiemonitoring.....	34
5.1. Methodebeschrijving Vegetatiemetingen in de permanente kwadraten	34

5.1.1	Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen	34
5.1.2	Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling	35
5.2.	Resultaten vegetatieveranderingen op basis van soortgroepen	35
5.3	Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling.....	38
5.4	Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling	41
6.	Broedvogels in het monitoringjaar 2020	43
6.1.	Methodiek Broedvogelmonitoring	43
6.2.	Resultaten Broedvogelmonitoring 2020.....	44
6.3.	Conclusies Broedvogelstand 2020	49
7.	Muizen en muizenetende roofvogels.....	50
7.1.	Inleiding	50
7.2.	Opzet van de monitoring	52
7.3.	Resultaten	58
7.3.1.	Muizenaanbod	58
7.3.2.	Muizenetende roofvogels	66
8.	Integratie: Effecten van padendichtheid en wilgenbedekking in rietvegetaties op de verspreiding van broedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels.....	78
8.1.	Ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers en wilgenopslag in rietvegetaties.....	79
8.2.	Groundtruthing rietstructuur – padendichtheid en wilgenopslag als proxy voor rietstructuur	88
8.3.	Broedverspreiding broedvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid en wilgenbedekking	91
8.4.	Foerageerverspreiding muizenetende roofvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid en wilgenbedekking	95
9.	Conclusies, aanbevelingen en synthese.....	97
9.1.	Conclusies en aanbevelingen per onderdeel van het onderzoek	97
9.1.1.	Maaiveldhoogtemetingen	97
9.1.2.	Hydrologie.....	97
9.1.3.	Vegetatie.....	98
9.1.4.	Broedvogels.....	99
9.1.5.	Muizen en muizenetende roofvogels.....	99
9.1.6.	Ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers en wilgenopslag in rietvegetaties.....	100
9.1.7.	Groundtruthing rietstructuur – padendichtheid en wilgenopslag als proxy voor rietstructuur	101
9.1.8.	Verspreiding van broedvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte	101
9.1.9.	Foerageerverspreiding muizenetende roofvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte	102

9.2. Synthese	102
Literatuur	107
Bijlagen	110
Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP).....	110
Bijlage 2. Locaties permanente kwadraten (PQs) en gemodelleerde bodemdaling	111
Bijlage 3 Vegetatieopnames 2020	112
Bijlage 4 Kaartbeelden PQ indicaties.....	112
A. Rietbedekking.....	112
B. Struikbedekking.....	113
C. Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand	114
D. PH waarde	115
E. Zoutgehalte	116
F. Voedselrijkdom.....	117
Bijlage 5. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2020	118
Bijlage 6. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2020	119
Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2020	120
Bijlage 8. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2020	121
Bijlage 9. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse	122
Bijlage 10. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse	126
Bijlage 11. Resultaten globaal optimale regressie bomen foeragerende roofvogels 2016-2020 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse	130
Bijlage 12. Resultaten globaal optimale regressie bomen foeragerende roofvogels 2016-2020 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse.....	131

Samenvatting

Onder het Lauwersmeergebied wordt gas gewonnen. In het kader van gaswinning onder de Waddenzee en het Lauwersmeer vanuit de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen is een monitoringprogramma opgesteld waarin vanaf 2007 verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd (NAM 2007). Dit programma maakt deel uit van de vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet, die nodig is om de beoogde gaswinning uit te voeren. In deze vergunning is een voorschrift tot monitoring opgenomen met als doel eventuele schade aan de natuurwaarden binnen het Lauwersmeergebied tijdig in beeld te brengen, te mitigeren en/of te voorkomen. Monitoring van veranderingen in vegetatie, broedvogels, niet-broedvogels (doortrekkers en wintergasten) en muizen in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringsprogramma en worden in deze geïntegreerde rapportage besproken.

Effectketenbenadering

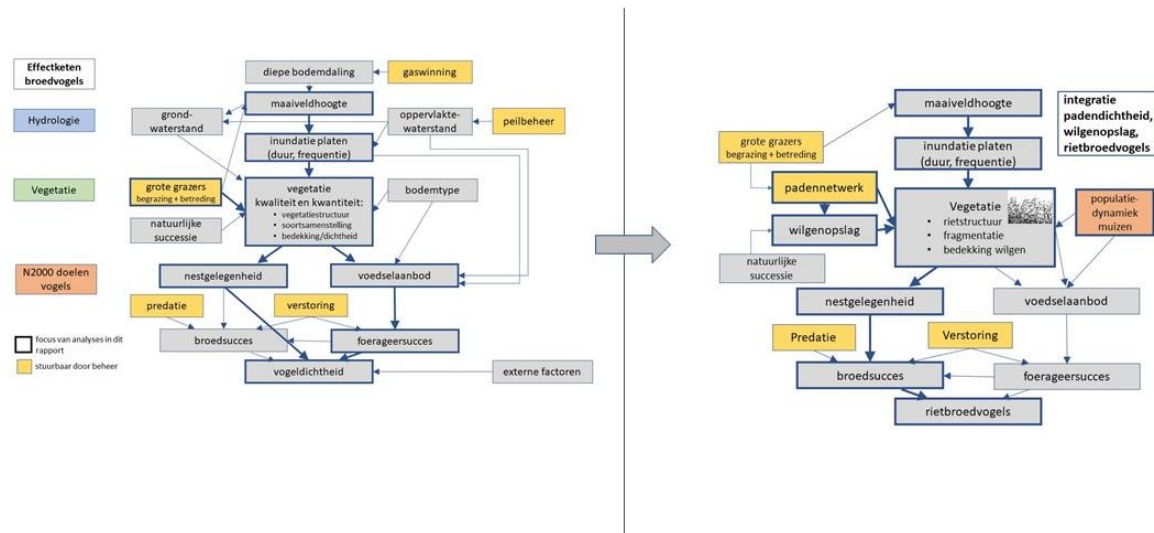
Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra et al. 2018) worden de resultaten in één rapportage weergegeven waarbij de auteurs samen streven naar een geïntegreerde analyse van abiotiek, vegetatieveranderingen en veranderingen in de stand van relevante N2000 vogelsoorten. Deze analyse wordt vorm gegeven in een zogenaamde effectketenbenadering met als doel de mogelijke effecten van bodemdaling af te zetten tegen andere veranderingen in het gebied zoals processen van natuurlijke successie en effecten van natuurbeheer door begrazing.

Tijdens een beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling op beschermde natuurwaarden en specifiek vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie onder 2.3 Soortselectie) wordt in een eerste stap de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort. Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied ontbreken dienen veranderingen in vegetatie en hydrologie als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Een uitzondering hierop vormt de effectketen voor roofvogels waar de beschikbaarheid van muizen in relatie met vegetatie en abiotiek wél bekend is.

Vegetatieveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door de weersomstandigheden en heeft ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar bovenop. De lokale populatieveranderingen van een vogelsoort zijn het resultaat van een combinatie van veranderingen in gebiedsfuncties.

Focus in het monitoringjaar 2020

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van maaiveldhoogte, hydrologie, vegetatie met daarin in 2020 voornamelijk de vegetatiemetingen in de permanente kwadraten, ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten en de muizenstand in relatie tot muizenetende roofvogels. In de rapportage over het monitoringjaar 2020 legt de geïntegreerde analyse de nadruk op de effecten van het padennetwerk van grote grazers en de opkomst van wilgenopslag op voorkomen en structuur van rietvegetaties als belangrijk broedhabitat voor rietbroedvogels en foerageerhabitat voor roofvogels (schema 1). Deze analyses volgen de aanbevelingen van de audit commissie uit 2020 en zijn gebaseerd op de redenatielijn dat een mogelijke invloed van gaswinning via diepe bodemdaling in eerste instantie door veranderingen in inundatiepatronen kwetsbare rietvegetaties zal aantasten.



Schema 1: Weergave van de factoren die in de focus staan van de geïntegreerde analyse in de huidige rapportage en de inbedding in de effectketenbenadering voor broedvogels.

Maaiveldhoogteveranderingen

Een belangrijk uitgangspunt van de effectketen is dat diepe bodemdaling via maaiveldverlaging leidt tot veranderingen in grondwaterregime en kans op en duur van inundaties. Uit hoogtemetingen bij de permanente kwadraten blijkt vooralsnog dat alleen op die locaties waar de diepe bodemdaling meer dan 3 mm per jaar bedraagt, dit ook altijd leidt tot maaiveldverlaging. Is de diepe bodemdaling geringer, dan is die relatie minder duidelijk. Bij 40% van de pq-locaties is zelfs maaiveldverhoging gemeten. Naast diepe bodemdaling hebben ook stapeling van organische stof, vertrapping door vee en (aan de plaatranden) erosie door oppervlakkig afstromend oppervlaktewater na hoogwaterperioden invloed op de maaiveldhoogte.

Grondwaterstandsveranderingen

Het jaar 2020 was het zevende warme jaar op rij. Na het droge jaar 2018 zijn de effecten van die droge en/of warme jaren ook in de zomergrondwaterstanden te zien waarbij de mate en duur van uitzakking van de zomergrondwaterstanden in de laatste drie jaren ook groter was dan voorheen.

Tijdens de droge zomer van 2018 is het waterpeil van het Lauwersmeer in de zomermaanden hoger gehouden dan het streefpeil van 93 cm -NAP. Ook in de erop volgende zomers is dit peil verhoogd, gemiddeld tot circa 12 cm boven het streefpeil. Maar die verhoging heeft het langer en dieper wegzakken van de zomergrondwaterstanden niet tegen gehouden. In 2020 is ook de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand duidelijk lager dan in voorgaande jaren.

De voortschrijdende ontzilting van het Lauwersmeergebied blijkt vooral op die locaties waar het grondwater een hoge saliniteit heeft. Daar is duidelijk sprake van afname van de saliniteit gedurende de meetperiode. Een direct ruimtelijk verband tussen verandering in saliniteit van het grondwater en de afstand tot het centrum van de dalingschotel is niet aanwezig.

Vegetatieveranderingen

Van de onderdelen van de vegetatiekundige monitoring (integrale structuurkartering, transectkartering, opnamen permanente kwadraten) zijn in 2020 alleen de permanente kwadraten (pq's) opgenomen.

De verwachting was dat diepe bodemdaling tot maaiveldverlaging zou leiden en dat dit bij gelijkblijvend peilbeheer kan leiden tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld, dus nattere omstandigheden. De vegetatieveranderingen in de pq's duiden echter niet op nattere omstandigheden, in tegendeel: in een derde van de pq's wijzen de vegetatieveranderingen op een lichte verdroging. Deze verdroging doet zich vooral in de laatste jaren voor en lijkt voornamelijk een gevolg van de dieper en langer uitzakende grondwaterstanden in de zomerperiode.

De dieper en langer uitzakende zomergrondwaterstanden kunnen worden verklaard door het neerslag- en verdampingspatroon. Het hoger ingestelde zomerpeil van het meer is niet zo hoog dat het uitzakken wordt voorkomen. Een relatie tussen verdroging/vernatting en bodemdaling blijkt niet uit de vegetatie en evenmin uit de hydrologische modellering en veranderingen van maaiveldhoogte.

De voorheen zoute vegetaties ontziltten sterk, hoewel ook in 2020 het zoutgetal hiervan nog steeds relatief hoog is. Een ruimtelijke relatie tussen verandering in zout-indicatie en mate van bodemdaling is niet gevonden. Dit blijkt evenmin uit de zoutgehaltes van het diepere grondwater.

In bijna de helft van de pq's wijst de vegetatie op een trendmatige verandering van de zuurgraad.

Doorgaans is dit een lichte afname van de pH (verzuring) als gevolg van voortschrijdende ontkalking en stapeling van organische stof.

In de meeste pq's is geen verandering vastgesteld van de rietbedekking. Alleen op de begraasde zuidelijke platen is in enkele pq's wel sprake van een lichte afname van de rietbedekking. De enige toename in de rietbedekking is gemeten in een onbegraasde pq.

Toename van de struiklaag, als gevolg van successie, doet zich in enkele pq's voor. Deels betreft dit herstel van de Duindoornbedekking naar de situatie van rond 2012. Deels betreft het ook toename van de Kruipwilgbedekking, als gevolg van verdroging en daardoor toename van de mineralisatie en mogelijk ook door veranderend terreingebruik van het vee. Een relatie met bodemdaling ligt niet voor de hand.

De vegetatiestructuurveranderingen zijn evenmin gerelateerd aan de mate van diepe bodemdaling. Successie, begrazingsbeheer en mogelijke veranderingen in het terreingebruik door de grazers bepalen de structuurveranderingen. Mogelijk hebben lagere zomergrondwaterstanden als gevolg van de afgelopen droge en warme zomers ook een effect op rietgroei aangezien de rietlengte op sommige platen de laatste jaren lager is dan voorheen

Broedvogels

Van de 13 Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer komen er 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Van de overige acht soorten liggen alleen bij Snor en Blauwborst de aantallen duidelijk boven de instandhoudingsdoelstelling, in het geval van de Rietzanger is dat onzeker.

De analyses over het monitoringjaar 2020 gaan in detail in op de afwijking van de lokale van landelijke trends voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst. Deze veranderingen hebben direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings)beheer.

Muizen en muizenetende roofvogels

De muizencensus in oktober 2020 leverde in totaal 107 vangsten op. Dit aantal is opmerkelijk lager dan in de afgelopen jaren. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Veldmuis (65% van de vangsten), Bosmuis (14%), Dwergmuis (10%) Bosspitsmuis (8%) en Dwergspitsmuis (2%). Het aantal vangsten van de Veldmuis was bijna 70% lager dan in het topjaar 2019, maar tamelijk gemiddeld ten opzichte van de jaren 2015-2019.

Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. In lagere rietvegetaties blijkt de vegetatiebedekking iets lager te zijn dan in hogere rietvegetaties en zijn woelmuizen dus beter zichtbaar voor muizenetende roofvogels.

Het ruimtegebruik van muizenetende roofvogels in 2020 lijkt sterk op dat in 2015-2019. Buizerd en Torenvalk komen vooral foeragerend voor op de hoogste delen van de platen, die niet of onregelmatig geïnundeerd raken en een relatief open structuur hebben. Bruine Kiekendief, Blauwe Kiekendief en Ruigpootbuizerd jagen gemiddeld genomen op lagere plaatdelen, die regelmatig overstromen. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winter 2019/2020 was relatief hoog, waarschijnlijk door het hoge woelmuisaanbod (in oktober 2019). Het is nog niet goed mogelijk om de effecten van het variabele muizenaanbod in 2015-2020 op muizenetende roofvogels te analyseren, omdat het aantal jaren / seizoenen waarin over typen beide gegevens beschikt kan worden nog beperkt is. Grote verschillen in muizenaanbod zijn daarbij belangrijk.

Wilgendichtheid en padennetwerk: effecten op rietvegetaties, rietbroedvogels en foeragerende roofvogels

In de loop van de periode 2008-2018 is de veepadendichtheid in de begraasde beheertypen aanzienlijk toegenomen. In zijn algemeenheid is de padendichtheid in rietvegetaties op de lagere plaatdelen hoger dan op de hogere plaatdelen, mogelijk omdat de lagere plaatdelen gemiddeld genomen een zwaardere bodem hebben en daardoor productiever zijn.

In de periode 2008-2018 is in rietvegetaties in de begraasde beheertypen, parallel aan de ontwikkeling van het padennetwerk, ook de bedekking van wilgen toegenomen. Vestiging van wilgen in rietvegetaties vindt vooral plaats op de hogere plaatdelen. Er zijn aanwijzingen dat seizoensbeweidings, meer dan jaarrondbeweidings, de vestiging van wilgen voorkomt.

Veepadten ontstaan tussen wilgen doordat vee zichtbaar van wilg naar wilg loopt, maar wilgen lijken ook bij voorkeur te ontkiemen langs veepadten en karresporen. Er is echter geen duidelijk verband

tussen padendichtheid en wilgendichtheid, ook niet als rekening wordt gehouden met beheertype en bodemhoogte.

Uit de *groundtruthing* blijkt dat padendichtheid inderdaad een goede maat is voor rietstructuur (zowel gemiddelde rietstengellengte als gemiddelde hoogte van de vegetatie). Opvallend is wel dat de gemiddelde rietstengellengte bij seizoensbeweiding bij dezelfde padendichtheid lager lijkt te zijn dan bij jaarroondbeweiding.

De analyse van de relatie tussen padendichtheid, wilgenbedekking, bodemhoogte en Natura2000-broedvogels richt zich op de rietbroedvogels Snor, Rietzanger, Blauwborst en Bruine Kiekendief.

De *Snor* is een soort van vochtig tot nat rietland. De soort komt gemiddeld genomen meer voor op de lagere, nattere delen van de platen. Zolang de platen door hogere waterstanden niet verdwijnen, profiteert de soort van een toename van inundatie. Bij een toenemende begrazingsdruk op beweidde platen zal de soort daar verder afnemen en teruggedrongen worden tot onbeweidde platen en moerasontwikkelingsgebieden.

De *Rietzanger* is een soort van droog tot vochtig rietland. Uit de analyse blijkt dat de soort zijn maximumdichtheid bereikt in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken. Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken is de dichtheid lager.

De *Blauwborst* is een broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, waar de soort vooral op de bodem zijn voedsel vindt. Op onbeweidde platen komt de Blauwborst vooral voor op de lagere plaatdelen, waar de soort met name foerageert op de oeverwal. Op beweidde platen komt de Blauwborst vooral voor op de hogere plaatdelen. De soort profiteert hier van het padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties, doordat ook hier op de bodem kan worden gefoerageerd.

De nesten van de *Bruine Kiekendief* zijn kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren. De soort mijdt daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden. Door de toenemende versnippering van rietvegetaties op beweidde platen komt de soort tegenwoordig bijna alleen nog tot broeden op onbeweidde platen en in moerasontwikkelingsgebieden. De broedfunctie van het gebied voor deze soort is gevoelig voor natuurlijke successie via verbossing van rietvegetaties.

Naast broedvogels is ook gekeken naar de relatie tussen padennetwerk, wilgendichtheid en foeragerende roofvogels omdat het gebied ook een belangrijke foerageerfunctie vervult. De analyse is beperkt tot Bruine Kiekendief en Blauwe Kiekendief. Van deze soorten is de Bruine Kiekendief een Natura2000-soort. De Blauwe Kiekendief is de meest algemene muizenetende roofvogel op de centrale platen in het winterhalfjaar.

De *Bruine Kiekendief* is een soort die aan het begin van het broedseizoen (maart-mei) vooral op vogels jaagt, maar zodra er jongen op het nest zijn (vanaf juni) en de voedselbehoefte toeneemt gewoonlijk overschakelt op woelmuizen. Uit de analyse blijkt dat Bruine Kiekendieven vooral foerageren op de lagere plaatdelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties zonder wilgenopslag. Vooral in de nestjongenperiode kan een negatief effect van overstromingen op woelmuizen van invloed zijn op het broedsucces van Bruine Kiekendieven.

De *Blauwe Kiekendief* blijkt net als de Bruine Kiekendief ook bij voorkeur te foerageren in licht gefragmenteerde rietvegetaties. In vergelijking met Bruine Kiekendieven foerageert de soort meer op middelhoge plaatdelen. Ook voor deze roofvogelsoort kan een hogere frequentie van inundaties van platen via de beschikbaarheid van voedsel een negatief effect hebben op de aantallen.

De detailanalyses in monitoringjaar 2020 hebben de ecologische verbanden tussen hoogteligging, inundatie, vegetatieontwikkeling en ontwikkeling van de aantallen van geselecteerde Natura 2000 vogelsoorten in het licht van begrazingsbeheer en effecten van bodemdaling verder verdiept. De analyses laten zien dat voor de rietbroedvogels met name het begrazingsbeheer een bepalende factor is. Daarnaast is ook de duur en frequentie van inundatie van rietvegetaties bepalend, zowel voor de geschiktheid van de rietvelden als nestlocatie als ook voor de beschikbaarheid van muizen als prooi voor roofvogels. Naast betreding en vertrapping door grote grazers en het waterpeilbeheer kan ook diepe bodemdaling een invloed hebben op de inundatie van platen, de relatieve bijdrage van de verschillende factoren is echter onbekend. In het syntheseshoofdstuk wordt het beslisschema voor de Hand aan de Kraan systematiek doorlopen om de invloed van effecten van begrazing, peilbeheer en diepe bodemdaling te beoordelen. Een effect van diepe bodemdaling via maaiveldddaling en verhoogde inundatiekansen en -duur op dichtheid en nestsucces is voor sommige Natura 2000-soorten (Rietzanger, Bruine Kiekendief) niet op voorhand uit te sluiten maar kon tot nu toe niet worden vastgesteld.

Dankwoord

Voor het mogen uitvoeren van het langlopende onderzoek in het Lauwersmeergebied en alle ondersteuning in het veld zijn we Staatsbosbeheer zeer erkentelijk. Voor de watervogeltellingen gaat maandelijks een groep vrijwilligers het veld in om de aantallen watervogels te verzamelen. Allen bedankt! Teun Smink, Dirk Oosterholt, Japke van Assen en Hedwig de Jong voerden de muizencensus uit. John van Betteray heeft de opmaak van de rapportage verzorgd. Zij allen worden voor hun bijdrage bedankt. De adviezen van de audit commissie vormen de leidraad voor de focus van de detailanalyses, we bedanken in het bijzonder Henk van der Veer en Jan van der Winden voor aanvullend overleg. Onze dank gaat ook uit naar Erwin Bruinewoud voor zijn inhoudelijke betrokkenheid namens de opdrachtgever en de goede en kritische begeleiding.

1. Inleiding

Julia Stahl & Romke Kleefstra

1.1. Aanleiding

Het Lauwersmeergebied is op nationaal en internationaal niveau een belangrijk vogelgebied. In maart 2000 is het gebied aangewezen als Vogelrichtlijngebied, in december 2010 officieel als Natura 2000-gebied. De aanwijzing als Natura 2000-gebied heeft betrekking op 29 soorten niet-broedvogels en 10 soorten broedvogels. Het gebied is tevens Wetland en in november 2003 heeft het ministerie van LNV het Lauwersmeer officieel de status van Nationaal Park toegekend. De begrenzing van het Nationaal Park komt overeen met die van het aangewezen Natura 2000-gebied. Het gebied is in beheer van Staatsbosbeheer. Begrazingsbeheer met grote grazers (zie § 1.4) door de terreinbeheerder, evenals beheer van de waterstanden door provincie en het waterschap (zie § 1.3 en § 4) spelen een belangrijke rol.

Onder het Lauwersmeergebied wordt gas gewonnen. In het kader van gaswinning onder de Waddenzee en het Lauwersmeer vanuit de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen is een monitoringprogramma opgesteld waarin vanaf 2007 verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd (NAM 2007). Dit programma maakt deel uit van de vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet, die nodig is om de beoogde gaswinning uit te voeren. In deze vergunning is een voorschrift tot monitoring opgenomen met als doel eventuele schade aan de natuurwaarden binnen het Lauwersmeergebied tijdig in beeld te brengen, te mitigeren en/of te voorkomen. Monitoring van veranderingen in vegetatie, broedvogels, niet-broedvogels (doortrekkers en wintergasten) en muizen in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringsprogramma en worden in deze geïntegreerde rapportage besproken.

1.2. Doel en aanpak monitoring

De huidige monitoring is gericht op de mogelijke ecologische effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning. Er wordt getracht vast te stellen wat de effecten van bodemdaling op de soortensamenstelling van de vegetatie, vegetatiestructuur, grondwaterstanden, bodemchemische toestand, chemische indicatoren in grondwater en erosie langs plaatranden zijn en tot in hoeverre dat van invloed is op de trends en verspreiding van vogels in het Lauwersmeergebied.

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt met de monitoring en de analyses in toenemende mate een koppeling gelegd tussen vogel- en vegetatiemonitoring door middel van een zogenaamde 'effectketenbenadering'. Binnen vegetatietransecten op platen in het Lauwersmeergebied worden voor vogels relevante vegetatiestructuurtypen en elementen gekarteerd. Op deze plekken zijn tevens proefvlakken gesitueerd waarin broedvogels worden geïnventariseerd, waarmee broedvogel- en vegetatiegegevens één op één kunnen worden gekoppeld. Voor relevante soorten of soortgroepen van vogels kunnen veranderingen in de tijd getoetst worden aan veranderingen in vegetatie-elementen al dan niet als gevolg van bodemdaling. Voor niet-broedvogels die het gebied overdag en 's nachts gebruiken om er te rusten en foerageren wordt gekeken naar de relatie met waterpeilen, en daarmee indirect naar waterdieptes die tevens door bodemdaling beïnvloed kunnen worden. De effectketenbenadering faciliteert de analyse van de effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning op vegetatie en vogels in het Lauwersmeergebied. De nadruk ligt daarbij op soorten waarvoor op basis van hun ecologie een effect van bodemdaling op voorhand niet kan worden uitgesloten.

1.3. Algemene ecologische ontwikkeling gebied

Een uitgebreide beschrijving van de algemene ecologische veranderingen in het Lauwersmeergebied sinds de afsluiting in 1969 staat beschreven in Beemster & Bijkerk (2006). Hier volgt een verkorte weergave daarvan.

Het Lauwersmeer is in 1969 ontstaan, toen de Lauwerszee door het gereedkomen van de Lauwerszeedijk op 23 mei gescheiden werd van de Waddenzee. Met de afsluiting trad een verandering

op van een systeem met getijdenwerking naar een systeem met een vast (streef)peil, dat bovendien gemiddeld lager ligt dan voorheen. Hierdoor is het geïnundeerde oppervlak sterk afgenomen en kwamen grote oppervlakten zand- en slikplaten droog te liggen. Als gevolg van de afsluiting en het droogvallen kwam ontzilting van het water en de platen op gang.

In het ingepolderde gebied (9.100 ha) werd een streefpeil ingesteld van 88 cm –NAP in de zomer en 93 cm –NAP in de winter, ongeveer het laagwaterniveau van voor de inpoldering. Sinds 1988 is het streefpeil het gehele jaar 93 cm –NAP. Bij dit waterpeil is er in de polder 6.700 ha land en 2.400 ha water. Het Lauwersmeergebied kreeg een boezemfunctie voor Noord-Nederland.

In het voormalige estuarium zijn mariene sedimenten goed te karakteriseren door het lutumgehalte. Op basis van verschillen in turbulentie uit de tijd als estuarium, komen in het gebied twee gradiënten in lutumgehalte en zandgrofheid voor. Deze lopen van noord naar zuid en van het centrale deel naar de randen van de polder. Op de noordelijke platen komt overwegend lutumarm zand voor, op de zuidelijke platen vooral lutumhoudend zand en lichte zavel. De zandgronden zijn kalkhoudend (2 á 3%), maar de toplaag is plaatselijk ontkalkt. In het centrale natuurgebied hebben de lagere plaatdelen gemiddeld een hoger lutumgehalte dan de hogere plaatdelen.

De waterbeweging tussen de Waddenzee en de voormalige Lauwerszee vond vrijwel geheel plaats via de Zoutkamperlaag. De diepte van deze hoofdgeul bedraagt maximaal meer dan tien meter. In het Lauwersmeer vertakt de Zoutkamperlaag zich in de Slenk en het Nieuwe en Oude Robbengat. De Slenk vertakt zich vervolgens in een reeks steeds smaller en ondieper wordende geulen.

In het zuiden van het Lauwersmeergebied zijn de oevers van de geulen soms vrij steil, meer noordelijk komen ook veel flauwe hellingen voor. Met de afstand tot de geulen neemt de hoogte op de platen toe. In het algemeen is het droge deel van het Lauwersmeergebied tamelijk vlak. In het centrale natuurgebied liggen de hoogste delen van de platen net boven NAP. De Zuidelijke lob, de Pampusplaat en de Bochtjesplaat liggen relatief laag. Bij de meeste platen ligt de kop hoger dan het begin van de plaat. De hoogste delen worden gevormd door de voormalige kwelders.

Na de inpoldering is het water in het Lauwersmeer binnen enkele maanden van zout (ca. 17 g Chloride/l) vrijwel zoet (<1 g Chloride/l) geworden. In de huidige situatie vindt toevoer van zout met name plaats via zout kwelwater vanuit de Waddenzee en via zout grondwater. Het meerwater in het noordelijk deel nabij de sluizen is in de zomer doorgaans te karakteriseren als licht brak en soms brak. Het water van het Lauwersmeer is, gezien de hoge gehalten aan N en P, te karakteriseren als zeer voedselrijk.

De ontzilting van de bodem verloopt veel trager dan de ontzilting van het meerwater. Voor de inpoldering was het grondwater ongeveer even zout als het zeewater, na de inpoldering begon de bodem langzaam maar zeker te ontzilten. Hierbij dringt zoet regenwater in de bodem door en wordt zout grondwater verdrongen. De ontzilting verloopt sneller naarmate er meer regenwater in de bodem indringt en via de bodem wordt afgevoerd (Groen 1991). Op goed doorlatende (zand)gronden dringt een groot deel van de neerslag in de bodem, op slecht doorlatende gronden is dat niet het geval en wordt de neerslag gewoonlijk via het oppervlak afgevoerd.

Voor de afsluiting werden de veelal onbegroeide platen in de toenmalige Lauwerszee bij hoog water frequent overspoeld. Toen deze overstromingen na de afsluiting ophielden en de platen droogvielen, kwam de vegetatiesuccessie op gang. De grote lijn van de ontwikkeling, die ook voor de fauna van belang is, is de reeks met als structuurtypen: pioniervegetaties – grasland (zilt en later ontzilt) – rietvegetaties – struweel en bos. Deze structuurtypen volgden elkaar op in de tijd, waarbij de hogere delen van de platen voorliepen op de lagere delen. Gaandeweg de successie vestigden nieuwe structuurtypen zich voornamelijk op de hogere delen en trokken voorgaande typen zich steeds verder terug naar de lagere delen. Hierbij traden verschillen op tussen de zandiger, voedselarmere en minder productieve platen in het noorden en de kleiiger, voedselrijkere en meer productieve platen in het zuiden.

In 1975 bestond een groot deel van het terrein echter nog steeds uit zilte pioniervegetaties. Vanuit deze situatie zijn enige restanten zilte pioniervegetatie overgebleven op de thans begraasde delen. Op de hogere delen van de noordelijke, meer zandige platen ontstonden laagproductieve graslanden met allerlei plantensoorten van duinvalleien. Zonder beheer verruigden deze vegetaties tamelijk snel. In de ontzilte overstromingsgraslanden vestigde zich Riet, dat zich na 1980 snel uitbreidde. Sinds het midden van de jaren tachtig zijn rietlanden het dominerende vegetatietype op de niet beheerde terreinen. In het begin van de jaren tachtig was de successie van de vegetatie in het Lauwersmeergebied in een stadium gekomen dat een keuze moest worden gemaakt: of de natuurlijke

successie van de vegetatie haar gang laten gaan of de openheid door middel van beheer (proberen) te handhaven.

1.4. Begrazing

Romke Kleefstra

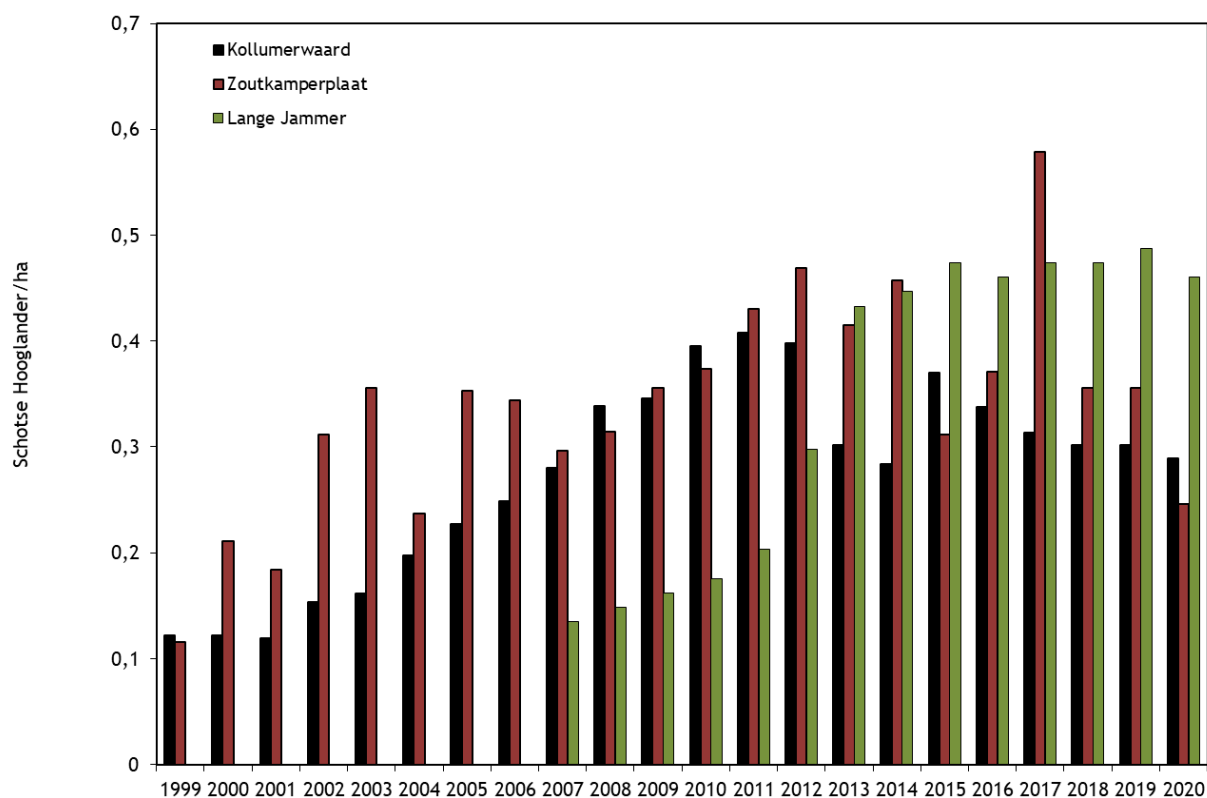
In de zomer van 1989 startte jaarrondbegrazing met 25 Schotse Hooglanders en 25 Konikpaarden op de Zoutkamperplaat (van Deursen *et al.* 1993). Sindsdien is de begrazing uitgebreid en dat heeft effect op vegetatie en broedvogels. Door de inzet van grote grazers worden platen in het gebied open gehouden en/of wordt vegetatiesuccessie beïnvloed (terugdringen en fragmentatie rietland, uitbreiding struwelen door creëren van kiem-mogelijkheden).

In hoofdstuk 8 wordt de begrazing van Sennerplaat, Blikplaat (onderdeel van de begrazingseenheid Kollumerwaard in tabel 1.1 en de figuren 1.1 en 1.2) Zoutkamperplaat en Schildhoek gekarakteriseerd als respectievelijk ‘geen beheer’, ‘extensieve jaarrondbeweiding’, ‘intensieve jaarrondbeweiding’ en ‘seizoensbeweiding’. De scheidingslijn tussen extensieve en intensieve jaarrondbeweiding is dun, want de dichtheden aan Schotse Hooglanders zijn binnen beide eenheden doorgaans redelijk overeenkomstig, alleen het aantal Konikpaarden per hectare ligt op de Blikplaat lager dan op de Zoutkamperplaat.

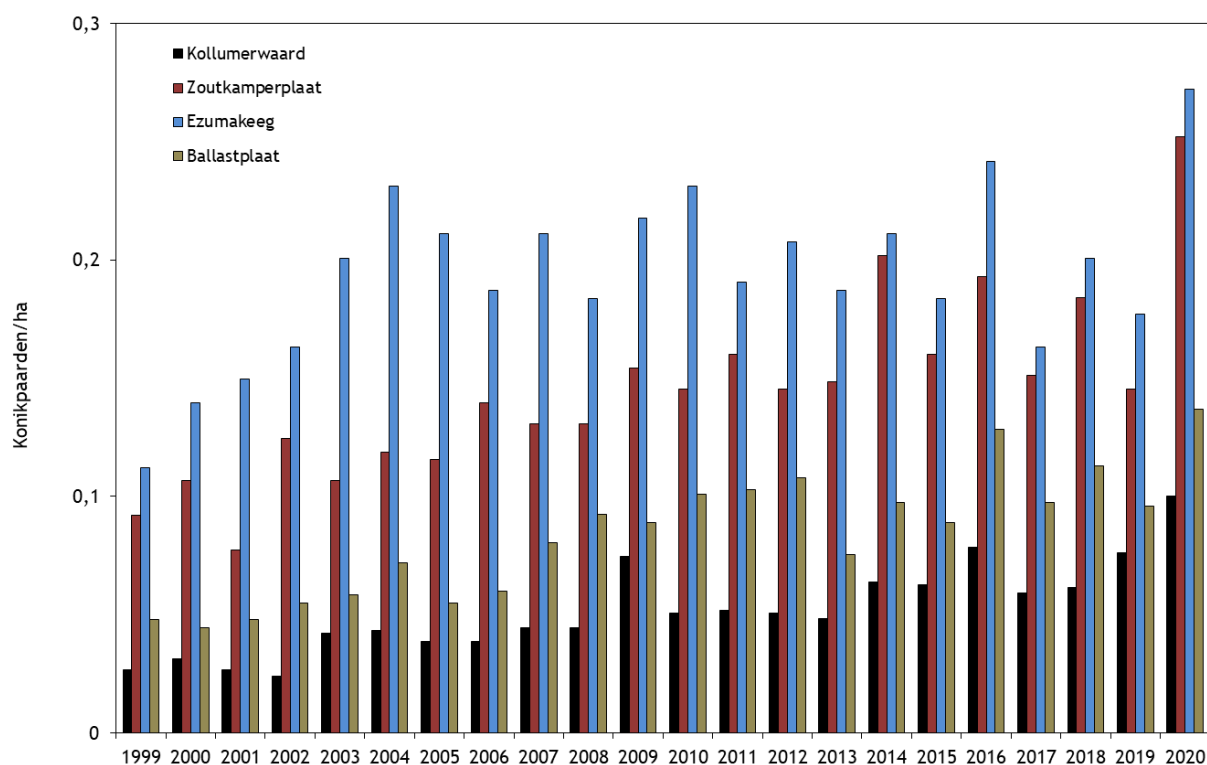
De veebezetting in 2020 wordt weergegeven in tabel 1.1. Periodieke begrazing met boerenvee (paarden en koeien van particulieren) is ieder jaar hetzelfde. De inzet van grote grazers van Staatsbosbeheer wisselt van jaar op jaar (figuren 1.1. en 1.2). Dichtheden van Schotse Hooglanders bleven vrijwel gelijk ten opzichte van 2019, terwijl het aantal Konikpaarden hoger lag.

Tabel 1.1. Aantallen stuks vee per begrazingseenheid in het Lauwersmeer in 2020.

	Schotse Hooglander	Konikpaard	Koe	Paard
Ezumakeeg	0	80	0	0
Bandsterwal*	17	0	0	25
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	240	83	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	34	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	15	0	0	0
Zomerhuisplaat	30	0	0	0
Zoutkamperplaat	83	85	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.	0	80	220	0
totaal	419	328	280	85



Figuur 1.1. Aantalsverloop van Schotse Hooglanders en Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2020.



Figuur 1.2. Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2020.

1.5. Bodemdaling Lauwersmeergebied

Het Lauwersmeergebied staat onder invloed van bodemdaling als gevolg van gaswinning. De diepe bodemdaling onder het gebied wordt voor het grootste deel veroorzaakt door de productie uit het gasveld bij Anjum. Deze productie is gestart in 1997 en de hierdoor ontstane bodemdaling bedraagt ca. 10 centimeter op het diepste punt. Naast Anjum zijn er kleinere velden ten zuidoosten van het Lauwersmeer in productie, zoals Munnekezijl, Houwerzijl, Saaksum-West. In het kader van de winningen vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen (MLV) die in 2006 zijn gestart, is een aantal velden in productie genomen ten noorden, noordwesten en oosten van het gebied. In de periode vanaf de nulmeting van 2006 tot 1/1/2019 bedroeg de bodemdaling bij Anjum 6 cm. In het onderzoeksgebied zelf varieert de daling in die periode van 4 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer tot 1 cm in de Marnewaard aan de oostkant (NAM 2020a). In de voorspelde eindsituatie (2050) bedraagt de totale bodemdaling vanaf begin productie bij Anjum 18 cm, 10 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer en 2 à 4 cm in de Marnewaard (NAM 2020b).

Op de platen en lobben van het Lauwersmeergebied treedt geen sedimentatie op die het effect van bodemdaling tegen kan werken. Bodemdaling door gaswinning is hierdoor meetbaar aan het maaiveld. Dit kan er lokaal toe leiden dat de grondwaterstand dicht bij het maaiveld komt te liggen waardoor het drassiger wordt. Vernatting kan veranderingen in de biochemische condities tot gevolg hebben, door een geringere beschikbaarheid van zuurstof in de bodem, verminderde mineralisatie en wijzigingen in lokale grondwaterstromen. Daarmee beïnvloedt dit de ontwikkeling van de vegetatie in het gebied. In een deel van het gebied komt brak grondwater voor, tot dicht onder het maaiveld. Op deze locaties leidt vernatting door bodemdaling in theorie tot meer zoute invloed op de vegetatie. Vernatting heeft niet alleen invloed op vegetatie. Ook voor dieren kan vernatting direct of indirect leiden tot verschuivingen van hun leefgebied. Dit geldt bijvoorbeeld voor muizen die in of op de bodem leven, maar ook voor vogels doordat ondiepten dieper worden, laaggelegen nesten kunnen inunderen, vegetatiestructuren in areaal veranderen e.d.

1.6. Leeswijzer

Tot voor kort verschenen over het onderzoek naar vegetatie en vogels in het Lauwersmeergebied verschillende rapporten (o.a. Bijkerk *et al.* 2017, Kleefstra *et al.* 2016). Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) worden de resultaten in één rapportage weergegeven waarbij de auteurs samen streven naar een geïntegreerde analyse van abiotiek, vegetatieveranderingen en veranderingen in de stand van relevante N2000 vogelsoorten. Deze analyse wordt vorm gegeven in een zogenaamde effectketenbenadering met als doel de mogelijke effecten van bodemdaling af te zetten tegen andere veranderingen in het gebied zoals processen van natuurlijke successie en effecten van natuurbeheer door begrazing. In Kleefstra *et al.* 2019 en 2020 is deze integratie verder uitgewerkt en de rapportage over het monitoringjaar 2020 (het hier voorliggende rapport Kleefstra *et al.* 2021) doet hierin een verder verdiepende stap. *Hoofdstuk 2* schetst deze aanpak via een effectketenbenadering, evenals de onderbouwing van de selectie voor bepaalde vogelsoorten die in het centrum van de analyse staan (soortselectie). Ook wordt voor deze soorten in *hoofdstuk 2* reeds een uitwerking van de te verwachten reactie op veranderingen in het gebied gegeven, gebaseerd op de ecologische habitatbehoeftes van de soorten.

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van bodemhoogte (*hoofdstuk 3*), hydrologie (*hoofdstuk 4*), vegetatie met daarin in 2020 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten (*hoofdstuk 5*), ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (*hoofdstuk 6*) en de muizenstand in relatie tot muizenetende roofvogels (*hoofdstuk 7*). In *hoofdstuk 8* legt de geïntegreerde analyse de nadruk op de effecten van het padennetwerk van grote grazers en de opkomst van wilgenopslag op voorkomen en kwaliteit van rietvegetaties als belangrijk broedhabitat voor rietbroedvogels en foerageerhabitat voor roofvogels. Deze analyses volgen de aanbevelingen van de audit commissie en het status rapport 2020 (NAM2020) en zijn gebaseerd op de redenatielijnen dat een mogelijke invloed van gaswinning via diepe bodemdaling in eerste instantie door veranderingen in inundatiepatronen kwetsbare rietvegetaties zal aantasten (zie ook effectketen focus 2020, figuur 8.0).

Conclusies en aanbevelingen vanuit het onderzoek met oog op toekomstige monitoring en geïntegreerde analyses zijn te vinden in *hoofdstuk 9*. Hier wordt ook in een synthese (§9.2) een beoordeling van de gevonden resultaten in het licht van de effectketenbenadering gegeven.

2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering

2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer

Julia Stahl

Monitoring van mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning in het Lauwersmeer gebied op beschermde natuurwaarden vereist een duidelijke werkhypothese over hoe bodemdaling doorwerkt op die beschermde natuurwaarden. Die werkhypothese duiden we aan als effectketen.

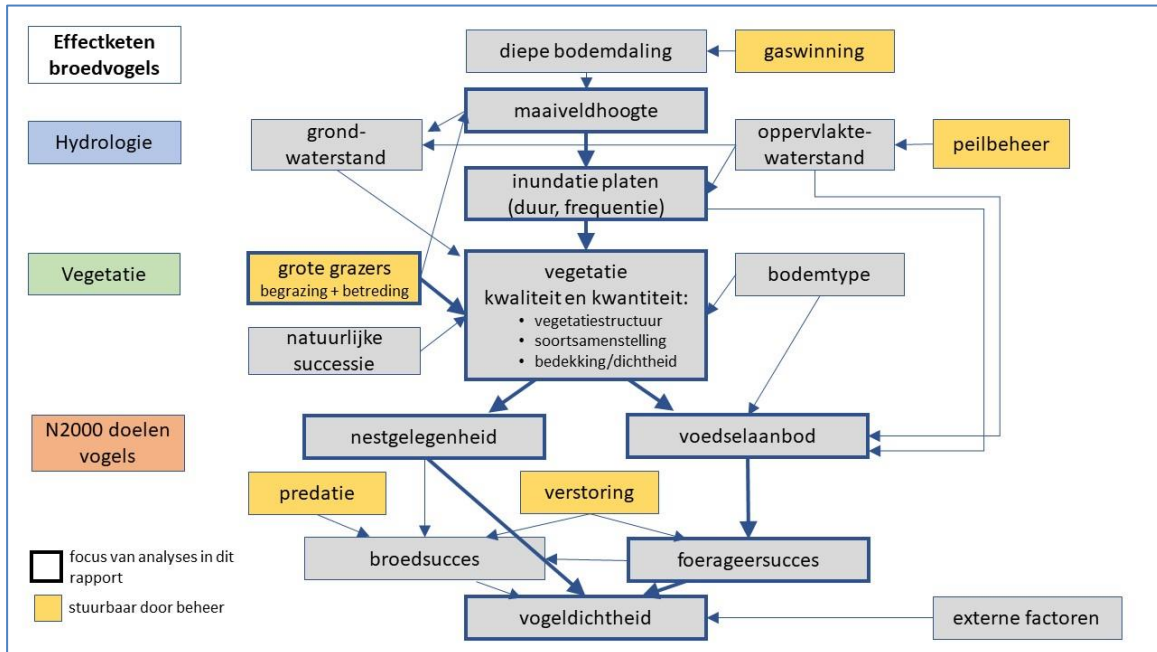
Er bestaat veel kennis over de ecologische processen die een rol zullen spelen in de effectketen in algemene zin, maar over de effectgroottes en precieze vorm van de relaties in het specifieke geval van de Lauwersmeer is veel minder bekend. Op basis van bestaande kennis zijn de belangrijkste variabelen die een rol zullen spelen geïdentificeerd en is nagegaan hoe zij elkaar zullen beïnvloeden. Die variabelen hangen natuurlijk af van de specifieke natuurwaarde en de gebiedsfunctie van het Lauwersmeer voor die natuurwaarde. Broedvogels stellen andere eisen dan vogels die alleen in het gebied komen rusten. Om die reden zijn er verschillende effectketens ontworpen. In de schematisch weergegeven effectketens is ook aangegeven welke variabelen door menselijke activiteiten kunnen worden beïnvloed en welke variabelen zijn meegenomen in de analyse. Wat niet kan worden weergegeven is de factor tijd. Sommige processen kunnen over een hele korte tijdspanne variëren, zoals de waterstand van het oppervlaktewater, terwijl andere processen vele decennia duren, zoals successie.

In eerdere rapportages is reeds een bespiegeling gegeven over de effectketenbenadering (Kleefstra *et al.* 2016 en 2017). Een belangrijk gegeven blijft dat niet alle variabelen in de effectketen gemonitord kunnen worden en dat vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur kunnen worden gebruikt als proxy voor gebiedsfuncties die weer gekoppeld kunnen worden aan de habitateisen van de vogels.

Op basis van adviezen van de auditcommissie is voor de rapportage vanaf het monitoringjaar 2019 (dus Kleefstra *et al.* 2020 en dit rapport) overeengekomen dat de analyses de effecten op broedvogels in ogenschouw nemen. Voor een beschouwing van mogelijke effecten op de gebiedsfunctie als slaapplek voor vogels en de foerageerfunctie voor niet-broedvogels verwijzen wij naar de rapportage over het monitoringjaar 2018 (Kleefstra *et al.* 2019)

2.1.1. Broedvogels

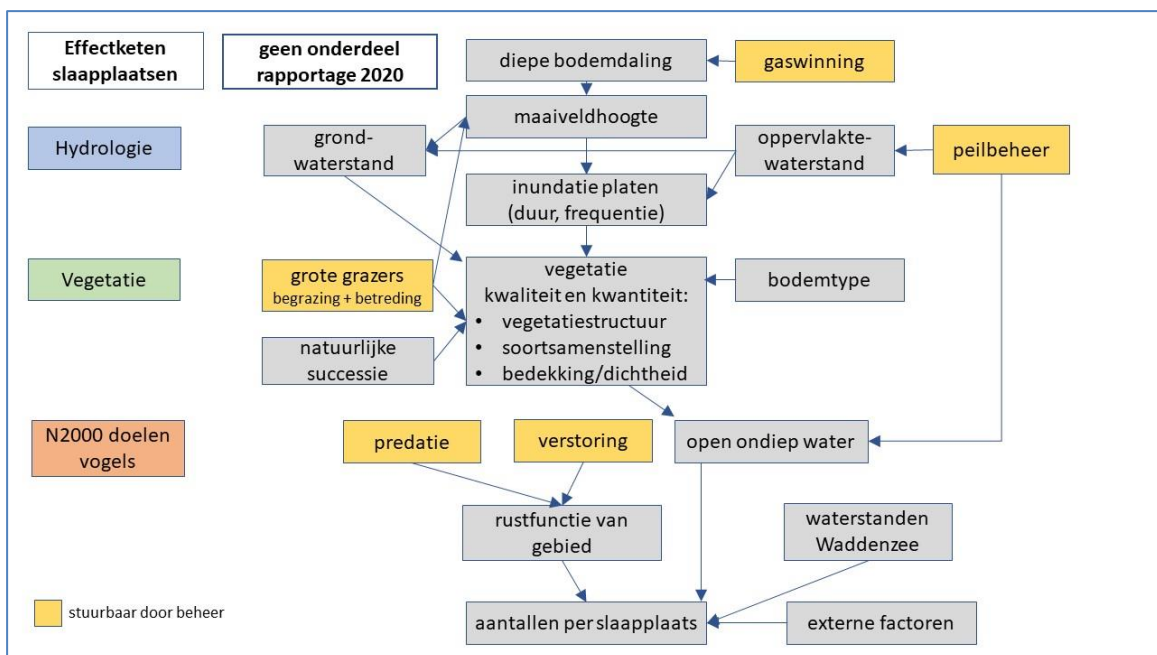
De effectketen voor de broedvogels is weergegeven in Figuur 2.1. Gaswinning zal leiden tot een verlaging van het maaiveld en dit heeft weer effect op de duur en frequentie van de inundatie van de betreffende plaat. Die inundatie hangt ook af van de oppervlakte-waterstand, die weer onder invloed staat van het peilbeheer. Centraal staat de vegetatie, die gekarakteriseerd wordt door de kwaliteit (samenstelling en structuur) en de kwantiteit (oppervlakte). Die vegetatie wordt beïnvloed door de grondsoort, de inundatie-duur en frequentie, het grondwater (de grondwaterstand en de kwaliteit van het grondwater), zelf mede bepaald door de oppervlakte waterstand, natuurlijke successie en beheer (met name beweiding). De vegetatie is bepalend voor nestgelegenheid, die samen met predatie, verstoring en foerageersucces het broedsucces zal bepalen. De vegetatie is ook bepalend voor het voedselaanbod, dat weer van invloed is op het foerageersucces. Afhankelijk van de vogelsoort wordt het foerageersucces ook bepaald door verstoring, inundatie van de platen en de stand van het oppervlaktewater. Die laatste factoren zullen vooral effect hebben op de beschikbaarheid van het voedsel. De uiteindelijke dichtheid aan broedvogels zal niet alleen afhangen van het broedsucces en het foerageersucces, maar ook van externe factoren. Veel broedvogels zijn trekvogels die elders overwinteren en daarmee afhankelijk zijn van processen die buiten de Lauwersmeer plaatsvinden tijdens de trek of in het overwinteringsgebied.



Figuur 2.1. Schematische beschrijving van de effectketen van bodemdaling door gaswinning op de dichtheid broedvogels. De richting van de pijl geeft de richting van het effect aan. In het schema is met dikke omlijnning tevens ook de focus van de analyses over monitoringjaar 2020 aangegeven (zie § 7 en 8).

2.1.2. Slaapplaatsen

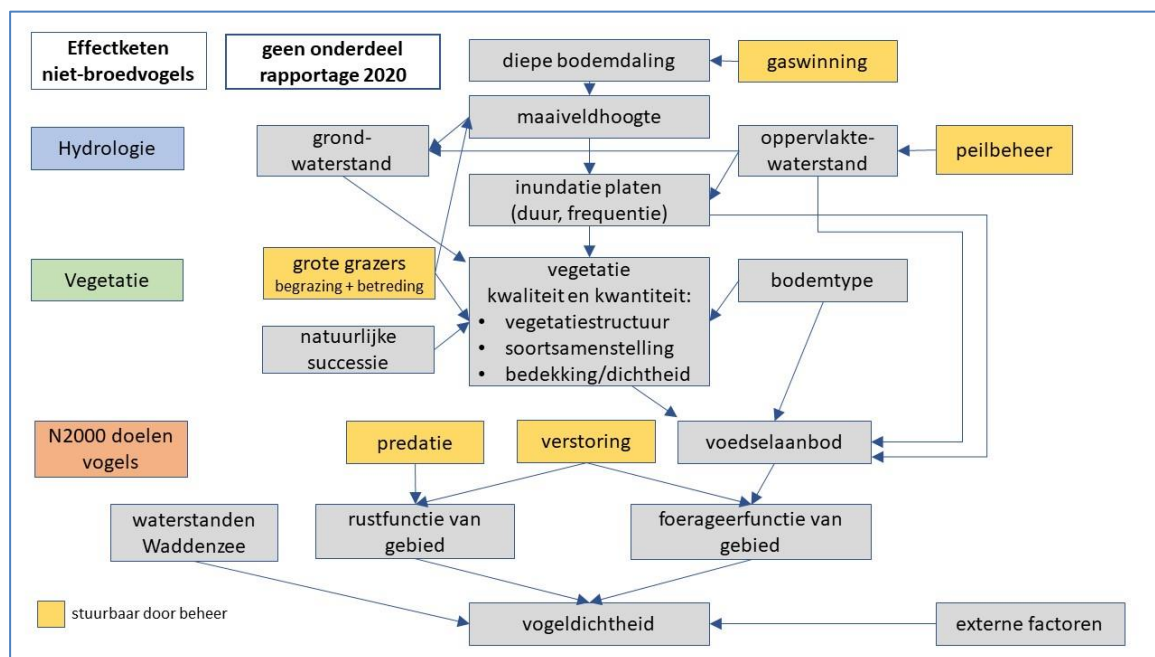
Voor slaapplaatsen is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.2, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna is de effectketen totaal anders. Slapende vogels zijn niet op zoek naar goede broedgelegenheid, maar ondiep open water, waar ze rustig en veilig kunnen slapen. Voor soorten die op het wad naar voedsel zoeken zal de waterstand in de Waddenzee een rol spelen. Deze soorten zijn alleen in het Lauwersmeergebied als het hoogwater is in de Waddenzee. Net als bij de broedvogels worden de aantallen ook bepaald door externe factoren. De slaapplaatsfunctie van het Lauwersmeer is op advies van de audit commissie al enkele jaren geen onderdeel meer van de jaarlijkse monitoring. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat de slaapplaatsfunctie van het gebied gedefinieerd is binnen de Natura 2000-doelstelling.



Figuur 2.2. Effectketen voor het effect van bodemdaling door gaswinning op vogels die het Lauwersmeergebied gebruiken om er te slapen.

2.1.3. Niet-broedvogels

Voor niet-broedvogels is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.3, net als bij de effectketen voor slaapplaatsen, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna bevat de effectketen elementen van beide eerdere effectketens. De niet-broedvogels zijn in de Lauwersmeer om te overleven. Daarvoor is voldoende voedsel en voldoende rust belangrijk. De effectketen voor het eerste komt overeen met de effectketen voor de broedvogels en de effectketen voor het tweede komt overeen met de effectketen voor de slaapplaatsen. De gebiedsfuncties van het Lauwersmeer voor niet-broedvogels zijn op advies van de audit commissie sinds 2018 geen onderdeel meer van de gedetailleerde analyses. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat binnen Natura 2000 ook gebiedsdoelen voor niet-broedvogels gedefinieerd zijn.



Figuur 2.3. Effectketen voor het effect van bodemdaling door gaswinning op vogels die het Lauwersmeergebied gebruiken om er buiten de broedtijd te overleven.

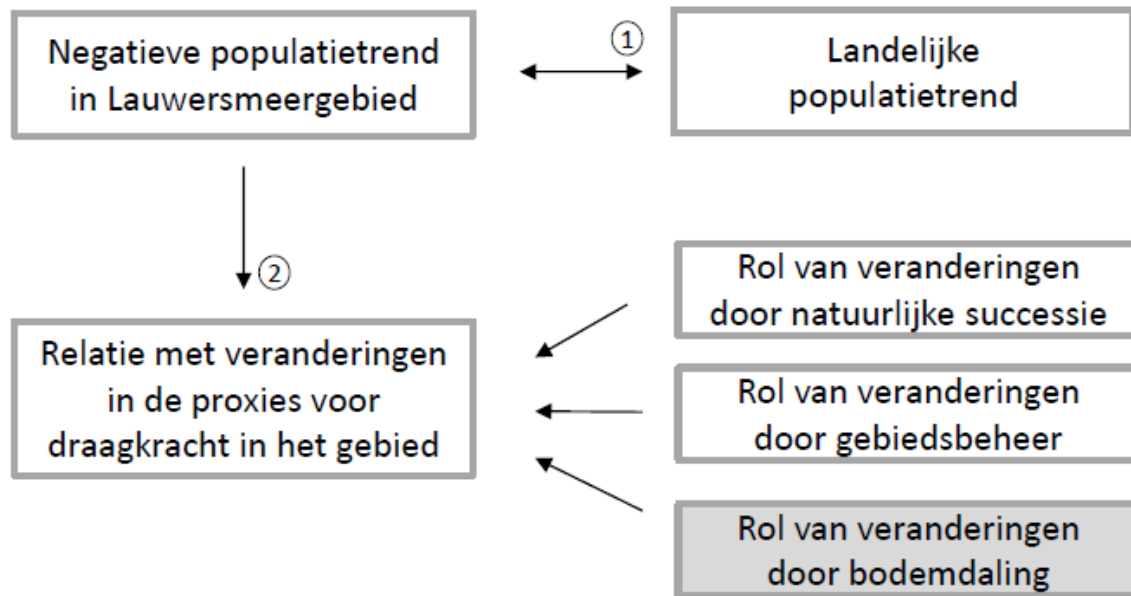
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen

Julia Stahl

De beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen op de aanwezigheid, de dichtheid en de verspreiding van soorten leunt op de hierboven geschetste effectketen. De langjarige monitoring van hydrologie, vegetatie en vogels geeft een gedetailleerd beeld van de veranderingen in het gebied. Mogelijke verbanden (effectketen) blijven echter correlatief van aard. Causale verbanden zouden enkel via een experimentele benadering zichtbaar kunnen worden. Bij de beoordeling van de veranderingen volgen we daarom een stapsgewijze benadering zoals weergegeven in Figuur 2.4. Door de NAM (2020c) is tevens een dichotoom beslisschema ontwikkeld waarmee stapsgewijs ontsloten kan worden of een effect van gaswinning op Natura 2000-doelsoorten uitgesloten kan worden. De in deze rapportage gehanteerde beoordeling leunt op deze systematiek echter moet worden opgemerkt dat een beoordeling van draagkrachtveranderingen van een gebied geen triviale oefening is. We volgen daarom een benadering met proxy's voor draagkracht zoals in het vervolg wordt uitgelegd.

Tijdens een beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling op beschermde natuurwaarden en specifiek vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie onder 2.3 Soortselectie) wordt in een eerste stap de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort (soms slechts in een specifiek deel van de jaarcyclus). Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied ontbreken dienen veranderingen in vegetatiestructuur en waterstanden als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatiestructuurveranderingen wederom komen tot stand door processen van

natuurlijke successie maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft wederom ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar bovenop. De lokale populatieveranderingen van een soort zijn dus het resultaat van een cumulatief effect van veranderingen in gebiedsfuncties. Onze beoordeling geeft per soort een inschatting van het relatieve belang van bodemdaling voor de draagkrachtverandering.



Figuur 2.4. Stapsgewijze beoordeling van de lokale vogelmonitoring resultaten: na de spiegeling van de plaatselijke ontwikkeling met landelijke populatietrends (1) volgt een analyse van de mogelijke effecten van lokale veranderingen in draagkracht (2). Naast natuurlijk processen gerelateerd aan de toenemende leeftijd van het gebied speelt ook terreinbeheer een belangrijke rol, in het Lauwersmeergebied specifiek de begrazing door runderen en paarden. Aanvullend op veranderingen door terreinbeheer kan ook bodemdaling (grijze arcering) de geschiktheid van het gebied voor een vogelsoort beïnvloeden, óf direct (b.v. via waterstanden of overstromingsrisico's) óf indirect (b.v. via veranderingen in de snelheid van de successie).

A	Beslisschema voor integrale rapportage, onderdeel vogels (N2000-soorten) Y = ja, of bij twijfel / N = nee, redelijkerwijs niet		
1	Negatieve trend populatieomvang beïnvloedsgebied?	Y→2	N→8
2	Is de geobserveerde trend (in 1) anders dan in referentiegebieden (indien beschikbaar/ relevant) ?	Y→3	N→8
3	Trend een bekende oorzaak (anders dan diepe/maaienveld bodemdaling en anders dan bij 4)?	N→4	Y→8
4	Verhoudt de trend zich tot de ontwikkeling van de draagkracht van het gebied m.b.t. specifieke functies van het gebied voor de betreffende soort? (effectketen) <i>Dit (4) is de vergelijking met berekende proxies / vegetatie structuur / oppervlakte ondiep water, etc. Hierbij gaat het ook om de eigenschappen van de trends: misschien is de afname van de vogelaantallen eerder begonnen dan van de draagkracht... etc.</i>	Y→5	N→8
5	Heeft de trend in de draagkracht / gebiedsfunctie een bekende of voor de hand liggende oorzaak? (anders dan bodemdaling/ maaiveldaling) <i>Denk hierbij (5) aan beheer zoals begrazing / waterpeil / predatie / methodische veranderingen, etc.</i>	N→6	Y→8
6	Wat (welke parameter(s)) veroorzaakt de trend in 5 en verhoudt de trend in die parameter(s) zich tot de opgetreden bodemdaling? (<u>richting, ruimtelijk en temporeel</u>) (is er een mogelijke relatie..)	Y→7	N→8
7	Een effect van bodemdaling kan niet worden uitgesloten. • Kwantificeer het effect, prognosticeer de verdere ontwikkeling en beschrijf mitigerende maatregelen. • Geef aan in hoeverre dit effect aanleiding geeft om de gasproductie aan te passen (Hand Aan de Kraan).		
8	Geen effect van bodemdaling op de instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld in het betreffende monitoringjaar.		

Figuur 2.5. Beslisboom ter beoordeling van effecten van gaswinning op broedvogels, ontwikkelt ten behoeve van de Hand aan de Kraan systematiek (uit NAM 2020 c).

2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde N2000 broedvogelsoorten

Romke Kleefstra

In het Lauwersmeergebied komt een groot aantal broedvogels en niet-broedvogels voor met Natura 2000-instandhoudingsdoelen. Een aantal van deze soorten is mogelijk gevoelig voor effecten van bodemdaling door gaswinning. Op basis van gebied- en soortenkennis kan op voorhand voor een aantal vogelsoorten de populatieontwikkeling worden verklaard door andere factoren dan bodemdaling door gaswinning. In het 'Stappenplan analyse mogelijke effecten van bodemdaling monitoringdata Lauwersmeer', samengesteld door Nico Beemster en Romke Kleefstra en gepubliceerd in Kleefstra *et al.* (2016), heeft daarom een filtering plaatsgevonden door in de eerste plaats vast te stellen hoe broedvogels en niet-broedvogels het gebied gebruiken. Voor broedvogels wordt daarbij onderscheid gemaakt tussen de functies broeden en foerageren. Met betrekking tot gebiedsgebruik is onderscheid gemaakt tussen platen (zonder beheer, met beweiding of maaien), moerasontwikkelingsgebieden (dus met een eigen waterhuishouding; zonder beheer, met beweiding), open water (zeer ondiep, ondiep en dieper water) en gebieden buiten het N2000-gebied (akkers, graslanden, Marnewaard en Waddenzee).

Op basis van de hierboven beschreven aanpak zijn broedvogels opgedeeld in soorten waarvoor een negatief effect van bodemdaling door gaswinning op voorhand kan worden uitgesloten en soorten waarvoor dat niet zo is. Hierbij is de aanname gedaan dat het waterpeilbeheer in het Lauwersmeer ongewijzigd blijft.

Van de 13 soorten N2000-broedvogels zijn er vijf waarvoor een negatief effect van bodemdaling door gaswinning op voorhand kan worden uitgesloten (tabel 2.1). Het betreft soorten waarvan de aantallen door natuurlijke successie van de vegetatie, vaak in combinatie met predatie, sterk zijn afgenomen of zelfs zijn verdwenen. Voor acht andere soorten kan een effect van bodemdaling door gaswinning niet op voorhand worden uitgesloten.

Tabel 2.1. Belang van de deelgebieden in en rond het N2000-gebied Lauwersmeer als broedgebied of foerageergebied voor N2000-broedvogels:

Niet of zeer gering		Enigzins belangrijk		Belangrijk					
<i>Voor broedvogels met een beige arcering kan een effect van bodemdaling door gaswinning niet worden uitgesloten. Enkele soorten met een vraagteken in één of meerdere kolommen betreffen soorten die in het betreffende deelgebied nog slechts zeer onregelmatig als broedvogel worden vastgesteld.</i>									
Soort	Gedrag	Platen		Moerasontwikkeling		Open water			Buiten N2000-gebied
		Geen beheer	Beweiding / maaien in zomer	Geen beheer	Beweiding	Zeer ondiep (0-20 cm)	Ondiep (20-150 cm)	Dieper (> 150 cm)	Akker, grasland, Marnewrd Wad
Roerdomp	B								
	F								
Bruine Kiekendief	B								
	F								
Grauwe Kiekendief	B								
	F								
Porseleinhoen	B								
	F								
Kluut	B		?						
	F								
Bontbekplevier	B				?				
	F				?				
Kempfaan	B								
	F								
Noordse Stern	B								
	F								
Velduil	B	?	?						
	F								
Blauwborst	B								
	F								
Paapje	B								
	F								
Snor	B								
	F								
Rietzanger	B								
	F								

Roerdomp

Roerdompen broeden de laatste jaren uitsluitend in moerasontwikkelingsgebieden zonder beweidingsbeheer. Platen worden alleen nog gebruikt als foerageergebied, maar de mate waarin dat gebeurt is niet goed bekend. Roerdompen nestelen in de moerasontwikkelingsgebieden in relatief ondiep water (<50 cm), waar ze ook veelal foeragerend worden waargenomen. Indien de rietmoerassen door bodemdaling lager komen te liggen, kan rietland dat nu relatief droog is geschikt worden doordat de waterdiepte aantrekkelijk wordt voor Roerdompen. Rietland dat nu van belang is kan minder geschikt worden doordat het water te diep wordt of de rietvegetatie door de toegenomen waterdiepte te open wordt of zelfs overgaat in open water. In welke mate veranderingen zullen optreden is vooralsnog onduidelijk, maar aangezien moerasontwikkelingsgebieden omgeven zijn door kaden, zit daar een beperking aan.

Bruine Kiekendief

Bruine Kiekendieven broeden in het Lauwersmeer zowel in moerasontwikkelingsgebieden (vooral nat rietland) als op de platen (vooral droog rietland). Bij voorkeur wordt gebroed in grootschalige rietvegetaties, waar de kans op predatie (vooral door Vossen) minder groot is. De laatste jaren broedt de soort daarom vooral op plaatdelen zonder beweidingsbeheer. Op plaatdelen met beweidingsbeheer zijn de rietvegetaties over het algemeen te zeer gefragmenteerd (zie ook Grauwe Kiekendief). Bodemdaling door gaswinning heeft naar verwachting geen effect op het areaal geschikt broedgebied van de Bruine Kiekendief.

Bruine Kiekendieven foerageren op de platen en vooral later in het broedseizoen (juni-juli) ook in het omringende landbouwgebied en de Marnewaard. Onder invloed van bodemdaling zullen de platen

vernatten en zal de inundatiekans toenemen. Als gevolg hiervan zullen de foerageeromstandigheden voor Bruine Kiekendieven waarschijnlijk licht verslechteren, vanwege het te verwachten negatieve effect op muizenpopulaties (zie ook hoofdstuk 7).

Grauwe Kiekendief

Grauwe Kiekendieven komen de laatste jaren niet meer tot broeden in het Natura 2000-gebied van het Lauwersmeer. De soort verdween als jaarlijkse broedvogel als gevolg van een intensivering van de jaarrondbeweiding op de zuidelijke platen, in het bijzonder de Zoutkamperplaat en de Blikplaat. Geschikt, aaneengesloten rietland verdween of werd in ernstige mate gefragmenteerd. Bodemdaling door gaswinning heeft naar verwachting geen effect op het areaal geschikt broedgebied van de Grauwe Kiekendief.

Het gebied wordt nog wel gebruikt als foerageergebied door vogels die in het omringende bouwland broeden. Op de platen wordt behalve op muizen ook gejaagd op kleinere vogels. Onder invloed van bodemdaling zullen de platen vernatten en zal de inundatiekans toenemen. Als gevolg hiervan zullen de foerageeromstandigheden voor Grauwe Kiekendieven waarschijnlijk verslechteren, vanwege het te verwachten negatieve effect op muizenpopulaties. Behalve op de platen, foerageren Grauwe Kiekendieven vooral in de Marnewaard en in mindere mate in omringend landbouwgebied (zie ook hoofdstuk 6).

Porseleinhoen

Het Porseleinhoen kwam in de periode 2006-2019 in kleine aantallen als broedvogel voor (1-8 territoria), uitsluitend in moerasontwikkelingsgebieden. De soort komt vooral voor in relatief open rietvegetaties met een waterdiepte van 10-25 cm. Indien deze rietvegetaties door bodemdaling een grotere waterdiepte krijgen, raken ze mogelijk ongeschikt als leefgebied. Relatief droog rietland in dezelfde moerasgebieden zou juist geschikter kunnen worden. Of hiermee het potentiële broedareaal toe- of afneemt is onduidelijk.

Op de platen zou vernatting als gevolg van bodemdaling kunnen betekenen dat er meer vestigingsmogelijkheden komen, mits dit rietland qua structuur geschikt is.

Kluut

Kluten komen tegenwoordig vooral tot broeden in moerasontwikkelingsgebieden (vooral Ezumakeeg), waar ze nestelen in zeer schaars begroeide eilandachtige situaties. Deze zijn van belang ter bescherming tegen predatie door Vossen. Wanneer hetzelfde (natuurlijke) waterpeilbeheer in deze gebieden gehanteerd blijft, zullen eilandsituaties onder invloed van bodemdaling het ene jaar meer en in het andere jaar juist minder voorkomen, afhankelijk van de hoogteverdeling ter plaatse. Het gemiddelde effect op de broedfunctie blijkt vooralsnog onduidelijk.

Op de platen broeden kleine aantallen Kluten in kortgrazige vegetaties nabij open water.

Broedgevallen zijn hier doorgaans niet succesvol zijn als gevolg van een hoge predatiedruk (Vossen).

Blauwborst

Blauwborsten komen verspreid in het Lauwersmeergebied voor in droog tot vochtig rietland, liefst tot op zekere hoogte gefragmenteerd door begrazing (met modderige paden en open stukken als foerageergebied) en verruiging (struweelopslag). In nat rietmoeras ontbreekt de soort nagenoeg. Indien het huidige gerefereerde habitat vernat als gevolg van bodemdaling kan het areaal geschikt rietland afnemen, zeker in combinatie met voortschrijdende afname van rietland als gevolg van jaarrond begrazing (cumulatief effect).

Snor

Snorren broeden met name in de moerasontwikkelingsgebieden met nat rietland. Op de platen broeden ze vooral op plekken waar vitaal rietland uitgerasterd is tegen vee. Voor Snorren geldt in principe hetzelfde als voor Roerdompen. Bij bodemdaling zal het oppervlak geschikt rietland in de diepe delen van moerasontwikkelingsgebieden mogelijk afnemen, maar toenemen in stukken die ondiep en/of nu nog relatief droog zijn. Of dat zal leiden tot handhaving van voldoende rietoppervlak of een toename is ongewis. Moerasontwikkelingsgebieden zijn beperkt in oppervlakte, omzoomd door kades, waardoor kansen voor rietontwikkeling begrensd zijn. Op de platen zou bestaand rietland door nattere omstandigheden geschikter kunnen worden, mits het gevrijwaard blijft van vee.

Rietzanger

Rietzangers komen wijd verspreid in het Lauwersmeergebied voor, met de hoogste dichtheden op platen met grote stukken aaneengesloten rietland. Dit rietland is droog tot vochtig, veelal met een zekere mate van verruiging (struweelopslag). In de moerasontwikkelingsgebieden kunnen ook hoge dichtheden voorkomen, maar dan in de drogere stukken. De soort heeft op platen met jaarrond begrazing te kampen met een afname van het oppervlak geschikt broedhabitat.

Op de platen hoeft een zekere mate van bodemdaling geen negatief effect te hebben op Rietzangers. Mogelijk dat nu al zeer vochtige delen te nat kunnen worden, maar vermoedelijk zal de soort hier en daar 'wat opschuiven'. Echter, in combinatie met een afname van het areaal rietland als gevolg van begrazing kan het cumulatieve effect wel negatieve gevolgen hebben. Indien vochtigere omstandigheden gepaard gaan met de mogelijkheid rietland te laten ontwikkelen (beperkte inzet grote grazers), dan zullen de omstandigheden voor Rietzangers verbeteren.

In de moerasontwikkelingsgebieden komt de soort voor in de drogere delen. In deze gebieden kan het broedareaal als gevolg van maaivelddaling (veroorzaakt door gaswinning maar ook door betreding door vee) afnemen.

3. Bodemhoogteveranderingen

Wout Bijkerk & Ronald Bakker

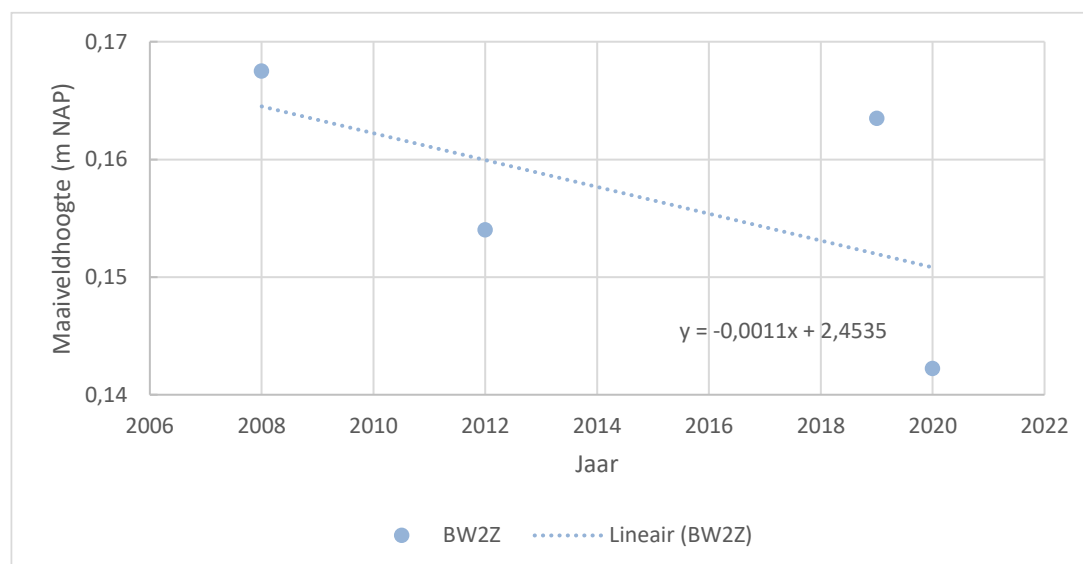
3.1 Methode

Uitgangspunt in de effectketen is de aanname dat diepe bodemdaling ook een daling van het maaiveld tot gevolg heeft. Bij verder gelijkblijvende omstandigheden (peilbeheer, neerslag en verdamping) leidt een maaiveld daling tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld en tot een grotere inundatiekans en inundatieduur. Om enige indicatie te verkrijgen over of diepe bodemdaling ook tot maaiveld daling leidt en om maaiveldhoogte te relateren aan vegetatieontwikkelingen is er bij de start van de monitoring besloten om met tussenpozen van enkele jaren de maaiveldhoogte van de permanente kwadraten (pq's) te bepalen. Dit is gedaan door de vier hoekpunten in te meten en dan voor de pq als geheel de gemiddelde maaiveldhoogte van de vier hoekpunten te nemen.

In 2008 en in 2012 zijn door de NAM maaiveldhoogtemetingen met behulp van GPS-RTK uitgevoerd bij de grondwaterpeilbuizen (in 2008) en bij de permanente kwadraten (2012). In 2008 zijn vanaf de grondwaterbuizen middels waterpassing ook de maaiveldhoogtes van de permanente kwadraten bepaald (zie Bijkerk et al. 2008, Bijkerk et al. 2013). In 2019 zijn door A&W opnieuw maaiveldhoogtemetingen uitgevoerd bij de pq's en in de muizenraaien. A&W heeft hiervoor een GNSS-systeem gebruikt, waarbij het positie signaal via internet is gecorrigeerd tot een nauwkeurigheid van circa 2 centimeter horizontaal en 3 cm verticaal (Trimble Catalyst Precission). De metingen zijn met behulp van een GNSS-ontvanger en een tablet uitgevoerd. De transformatie van hoogte boven geoïde naar NAP-hoogte is berekend in de ESRI-collector-app en naderhand gecontroleerd met het programma PCtrans dat via RDNAPTRANS deze conversie uitvoert (zie www.NSGI.nl). De NAP-verschillen tussen beide programma's bleken doorgaans zeer gering te zijn (<0,2 cm) zodat de uitvoer van de ESRI-Collector-app is gebruikt. Gezien de relatief beperkte nauwkeurigheid van de GNSS-hoogtemeter ten opzichte van de bodemdaling is in 2019 besloten om de maaiveldhoogtes bij de pq's jaarlijks te bepalen zodat bij voldoende metingen de ruis kan worden beperkt.

3.2 Resultaten

De analyse van maaiveldveranderingen beperkt zich tot die pq's waarbij van minimaal drie jaren maaiveldhoogtes bekend zijn. Dit betekent dat de maaiveldhoogte van die pq's die in 2014 voor het eerst zijn opgenomen nog niet in de analyse zijn meegenomen.

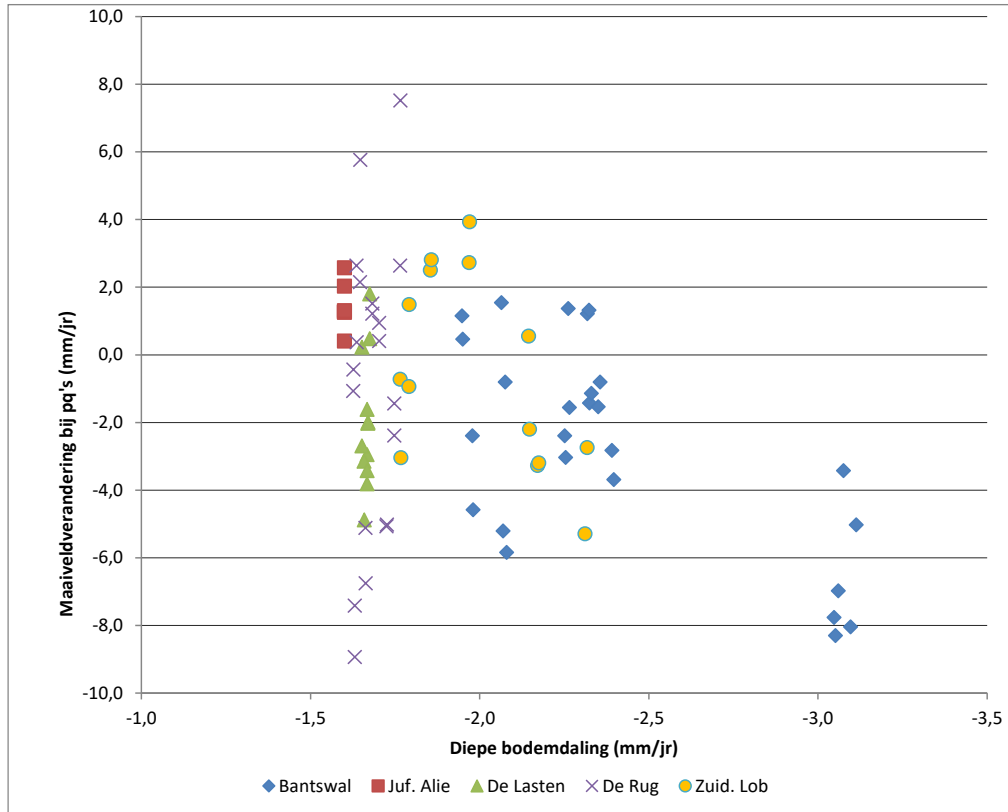


Figuur 3.1. Maaiveldhoogte (in m NAP) in pq BW2z. De stippellijn is de trendlijn waarbij ook de formule van deze lijn is weergegeven. De determinatiecoëfficiënt (R^2) is 0,34.

In figuur 3.1 is, als voorbeeld, de maaiveldhoogte in pq BW2z weergegeven. Uit de trendlijn blijkt dat het maaiveld er jaarlijks met ongeveer 1 mm daalt. Daarbij moet worden bedacht dat per jaar per pq vier metingen zijn uitgevoerd. Die van 2019 en 2020 hebben een gemiddelde nauwkeurigheid van 3

cm elk. De berekende 1 mm jaarlijkse daling is dus inschatting o.b.v. de hiervoor beschikbare gegevens en valt binnen de meetonnauwkeurigheid.

In figuur 3.2 is de jaarlijkse maaiveldverandering uitgezet tegen de jaarlijkse diepe bodemdaling, beiden in mm/jaar. De jaarlijkse diepe bodemdaling is daarbij afgeleid van de gemodelleerde bodemdaling in de periode 1 januari 2008 t/m 1 januari 2019 (NAM 2020a).



Figuur 3.2. Maaiveldverandering in de pq's tussen 2008 en 2020 ten opzichte van de berekende diepe bodemdaling 2008 - 2019.

De resultaten van de maaiveldhoogtemetingen in de pq's in 2008, 2012, 2019 en 2020 zijn vermeld in bijlage 1.

Als de diepe bodemdaling zich rechtstreeks zou vertalen in daling van het maaiveld, dan wordt een verband tussen beiden verwacht. Uit de figuur blijkt dat er tot nog toe hooguit een gering verband tussen beiden is gevonden. Dit vooral omdat de spreiding in maaiveldverandering erg groot is. Wel valt op dat die pq's waar de diepe bodemdaling het sterkst is, alleen een negatieve (= dalende) maaiveldverandering kennen. Dat zijn de pq's van de Bantswal die het dichtst bij het centrum van de dalingsschotel liggen. Daarnaast valt op dat in veel pq's (bijna 40%) sprake is van een maaiveldstijging in plaats van de verwachte maaiveldddaling. Uitzonderlijk, omdat een dusdanige maaiveldverhoging hier onwaarschijnlijk is, zijn daarbij twee opnamen op De Rug waar in 2008 een beduidend lagere maaiveldhoogte is vastgesteld dan in de erop volgende jaren.

3.3 Conclusie diepe bodemdaling en maaiveldddaling

Ondanks de beperkte nauwkeurigheid van de maaiveldhoogtemetingen (3 cm in verticale richting) laat de berekende maaiveldverandering zien dat diepe bodemdaling zich niet 1 op 1 vertaalt in maaiveldddaling. Op sommige locaties is de maaiveldddaling veel geringer en op andere beduidend sterker dan verwacht. Bij het voortzetten van deze meetreeks verwachten we dat extreme verschillen die een gevolg zijn van ruis in de metingen op den duur verminderen. Daarentegen zal stapeling van organische stof of juist vertrapping of afstromend grondwater lokaal leiden tot variatie in maaiveldhoogte.

4. Hydrologie

René Buijs

Bodemdaling als gevolg van de gaswinning rond het Lauwersmeer kan er toe leiden dat de gemiddelde grondwaterstand dicht bij het maaiveld komt te liggen als het streefpeil van 93 cm – NAP gehandhaafd blijft. Op die wijze kan bodemdaling de vegetatieontwikkeling in het gebied beïnvloeden door hogere grondwaterstanden, langere voorjaarsinundaties en minder diep wegzakkende grondwaterstanden in de zomer. Daarnaast is ook een effect op de bodemfauna denkbaar die als voedsel voor bepaalde groepen vogels dient. Het monitoren van het grondwaterregime en veranderingen hierin is dan ook een belangrijke schakel in de effectketenbenadering van de monitoringsopzet in het Lauwersmeergebied.

4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen

In 2007 zijn grondwaterbuizen geplaatst op 11 locaties, verspreid over het noordelijk deel van het Lauwersmeergebied. In 2014 zijn aanvullend peilbuizen geplaatst op 12 locaties in het zuidelijke deel van het Lauwersmeergebied. Locaties van de buizen zijn weergegeven in Bakker *et al.* (2015), bijlagen 1 en 3. De locaties, boorstaten en technische data zijn ook op te vragen via het Waterweb-portaal voor het Lauwersmeer: <https://www.verbelco.nl/waterweb/dataset/9f4ea5636245b547d829cec8c1d60e03>.

Daarnaast worden in het onderzoek meetgegevens betrokken van een aantal bestaande peilbuizen van Staatsbosbeheer (SBB), die sinds november 2000 worden opgenomen. Om in het verlengde van de peilbuisraaien ook de oppervlaktewaterstand van het Lauwersmeer te kunnen meten, zijn begin december 2009 drie oppervlaktewatermeetpunten geplaatst bij de Bantswal, De Rug en de Zuidelijke Lob. Aanvullend worden meetgegevens gebruikt van twee oppervlaktewatermeetpunten van waterschap Noorderzijlvest, bij de sluizen van Lauwersoog en in de Zoutkamperril bij de Brug van Zoutkamp. In tabel 4.1 is het aantal meetpunten per deelgebied weergegeven.

Tabel 4.1. Aantallen meetlocaties voor grondwaterstand en oppervlaktewaterstand per deelgebied. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen projectmeetpunten voor deze monitoring en de reguliere meetpunten van Staatsbosbeheer (SBB) en waterschap Noorderzijlvest.

Deelgebied	Grondwater		Oppervlaktewater	
	Monitoring	SBB	Monitoring	Noorderzijlvest
Bantswal (noord)	2		1	
Bantswal (midden)		1		
Bantswal (zuid)	2	1		
Juffrouw Alie	1	2		
De Lasten	1	1		
De Rug	3		1	
Zuidelijke Lob	2	1	1	
Zuidelijke ballastplaat	2			
Schildhoek	2			
Zoutkamperplaat	3			
Blikplaat	2			
Sennerplaat	3			
Brug Zoutkamp				1
Sluizen Lauwersoog				1
Totaal	23	6	3	2

De buizen zijn uitgerust met dataloggers die één keer per uur de stijghoogte registreren. Vanaf 23 oktober 2007 zijn de waarnemingen in de eerste serie buizen gestart. Elk kwartaal vindt een controleronde langs deze meetpunten plaats. Hierbij worden de geregistreerde meetgegevens verzameld en de dataloggers op functioneren gecontroleerd. Gedurende de meetperiode hebben zich aan enkele dataloggers defecten voorgedaan. Het betreft de meetpunten LA3b, RU5a, BW1a, BW8b, BW9b en ZL5B, waar door uitval meetgegevens voor een korte of langere periode ontbreken. De defecte dataloggers zijn bij constatering voor herstel uitgenomen en na reparatie of vervanging weer zo

snel mogelijk teruggeplaatst. De in 2009 geplaatste oppervlakteteelpunten zijn tijdens de strenge winter van 2009/2010 door kruiend ijs verloren gegaan en in november 2011 herplaatst. Door uitval van de datalogger ontbreken de meetgegevens bij meetpunt ZL5B voor een deel van het meetjaar 2020. Voor het peilverloop van het grond- en oppervlaktewater per meetlocatie verwijzen we naar het reeds eerder genoemde Waterweb-portaal: <https://www.verbelco.nl/waterweb/dataset/9f4ea5636245b547d829cec8c1d60e03>. In dat, voor dit project opengestelde, portaal worden de hydrologische data op een inzichtelijke wijze gepresenteerd.

4.2. Resultaten Hydrologie

4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 - 31 december 2020

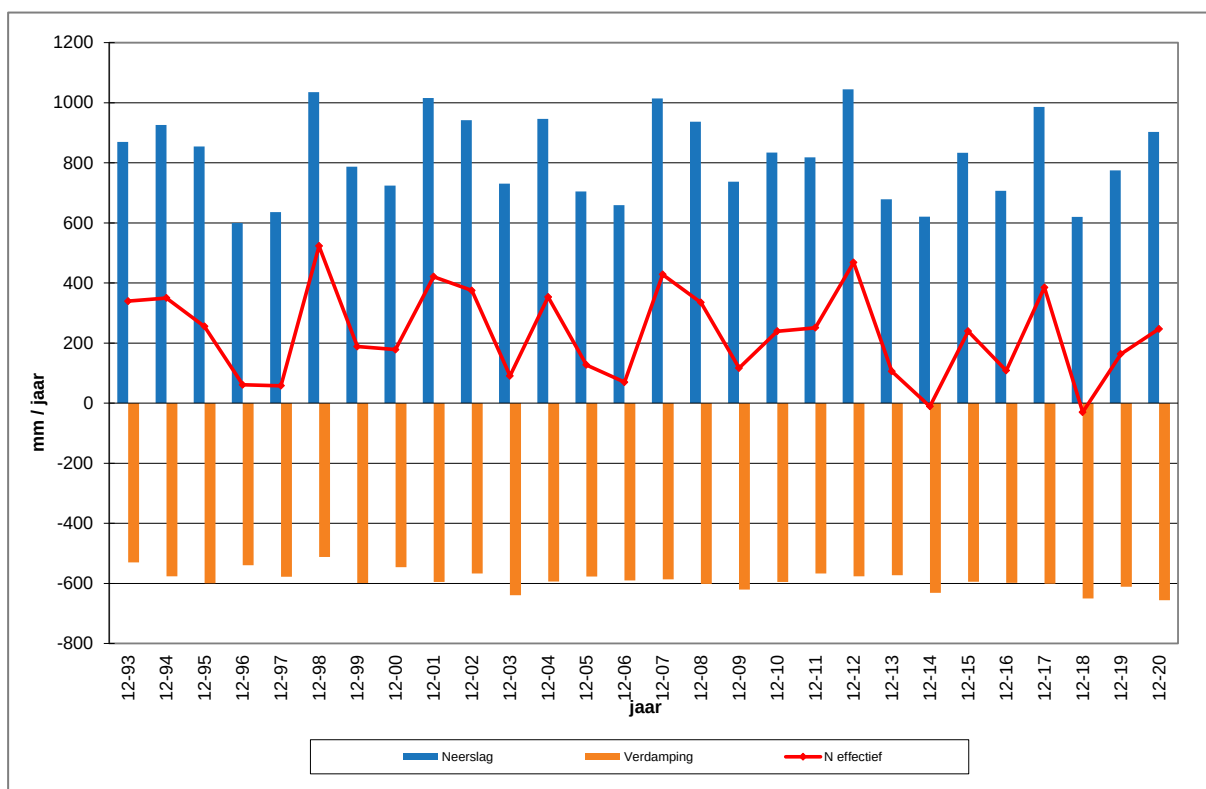
Na een meetperiode van tien jaar blijkt het jaarlijkse fluctuatiepatroon van de grondwaterstanden in grote lijnen weinig te veranderen. De meeste grondwaterbuizen laten in de winter gemiddeld een stand zien net onder of enkele centimeters boven maaiveld. Incidenteel is er op de laagste plekken sprake van een stand van enkele decimeters boven maaiveld. Dat is het geval als oppervlaktewaterstanden sterk verhoogd zijn en er vanuit het meer inundatie optreedt. Vanaf april zakken de grondwaterstanden gestaag uit en beginnen weer te stijgen in de periode augustus tot oktober, afhankelijk van de jaarlijkse weersituatie. Vaak is vanaf november de hoge winterstand weer bereikt. De mate en de tijdsduur waarin de standen diep wegzakken verschilt tussen de jaren en vooral de locaties.

Tot nu toe laat het jaar 2012 de minst grote uitzakking van de grondwaterstanden in de zomerperiode zien. Het relatief droge jaar 2014 kende een sterke uitzakking van de grondwaterstand in de zomer, net als 2017. Het jaar 2018 had met zijn extreem droge weer de grootste uitzakking van de grondwaterstand tot gevolg sinds het begin van de geregistreerde metingen in 2007. In 2019 is de uitzakking minder extreem en is ook de droge periode minder langdurig dan het voorgaande jaar. In 2020 is de uitzakking geringer dan het voorgaande jaar, maar de droge periode wel langduriger.

Sommige buizen hebben een relatief vlak peilverloop, met een geringe mate van peilfluctuatie (BW8ab, RU3ab, RU5ab, ZB2). Meer grillig en sterker fluctuerend is het peilverloop bij de meetpunten BW1ab, JA3ab en RU1ab. Een relatief vlak verloop van de grondwaterstand met kortdurende, forse peilstijgingen is waarneembaar bij de meetpunten BW9ab, LA3ab, ZL3ab en ZL5ab. Op de lagere delen van De Rug, de Zuidelijke Lob en het zuidoostelijk deel van de Bantswal is sprake van (geringe) kwel of van intermediaire omstandigheden. Met een gemeten stijghoogteverschil tussen het diepe en ondiepe filter van gemiddeld 8 cm is de overdruk bij meetpunt BW8ab, in de zuidelijk raai van de Bantswal, het grootst.

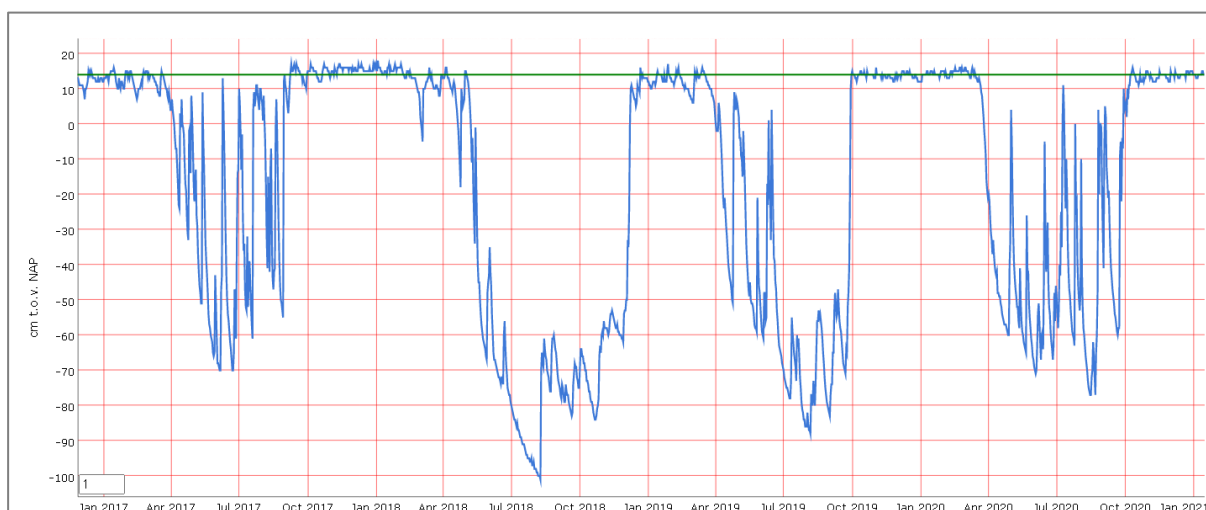
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2020

Landelijk is het jaar 2020 (wederom) een zeer droog jaar geweest (gemiddeld 785 mm neerslag tegenover 847 mm normaal), maar ook extreem warm (het zevende zeer warme jaar op rij) en wederom zeer zonnig (bron: KNMI). In de voorjaars- en zomerperiode viel minder neerslag, na een hittegolf in augustus viel er in het noorden veel neerslag in korte tijd als gevolg van onweersbuien. In februari viel hier veel neerslag en ook juni en oktober waren natter dan normaal. November was een droge maand, ook de maanden april en mei waren zeer droog. Het KNMI-station Lauwersoog kwam uiteindelijk met 903 mm neerslag ruim boven het landelijk jaargemiddelde uit. Er was in het Lauwersmeergebied over 2020 sprake van een effectief neerslagoverschot van 247 mm (figuur 4.1) waardoor de grondwaterstanden een geringere uitzakking vertonen dan in het voorgaande jaar.



Figuur 4.1. Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2020, gebaseerd op het KNMI-station Lauwersoog. De rode lijn (N-effectief) geeft het verloop weer van het neerslagoverschot sinds december 1993.

De grondwaterstand daalt in 2020 al gestaag vanaf half maart bij de meeste meetpunten tot ruim onder maaiveldniveau, met het laagste niveau rond eind augustus. Eind september stijgt het grondwaterpeil tot aan of boven maaiveld. Op dat niveau blijft het tot het volgende voorjaar, zoals het grafisch verloop voor het merendeel van de meetpunten laat zien. In figuur 4.2 is als voorbeeld het stijghoogteverloop voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Voor de overige buizen en totale meetperiode verwijzen we naar het eerder vermelde Lauwersmeerportaal binnen Waterweb.



Figuur 4.2. Verloop stijghoogte diepere buis bij RU3 (cq. RU3b) voor de periode januari 2017 t/m december 2020 (blauwe lijn). De maaiveldhoogte is met een groene lijn weergegeven

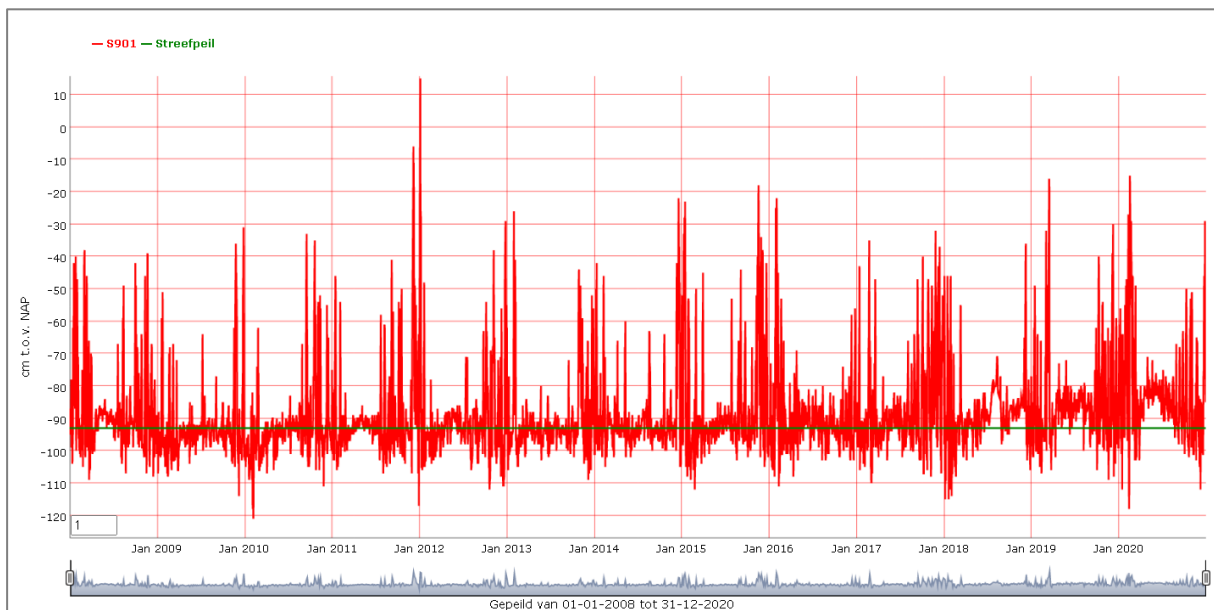
Bij diepere uitzakking van de grondwaterstand in de zomermaanden vallen de ondiepe buisfilters tijdelijk droog. In de grafieken van het grondwaterstandverloop is dit te zien aan het ontbreken van waarden bij de ondiepe peilbuisfilters (hiaat in de lijn). Aan het grondwaterstandsverloop is te zien dat de duur van de periode waarin lagere grondwaterstanden zich voordoen (uitzakking) na 2013 is

toegenomen in vergelijking tot de meetjaren ervoor. Door toedoen van de warmere en relatief drogere jaren treden plaatselijk vaker en langduriger droge standplaatsomstandigheden op.

Door het 's zomers vasthouden van water in het Lauwersmeer door de Cleveringsluizen sinds 2018, kent het de oppervlaktewaterstand sindsdien 's zomers een wat grilliger verloop dan in de voorgaande jaren. Het verloop van de waterstand bij de Cleveringsluizen (bron: Waterschap Noorderzijlvest) sinds 2008 is weergegeven in figuur 4.3. De zomerwaterstanden liggen tot en met 2017 rond het streefpeil van 93 cm -NAP. In de erop volgende zomers ligt de waterstand van mei t/m september gemiddeld rond 85 cm -NAP. De hogere zomerpeilen dienen om verdroging tijdens warme en droge zomers tegen te gaan.

Voor het beoordelen van de oppervlaktewaterstanden moet ook in ogenschouw worden genomen dat de gemodelleerde diepe bodemdaling ter hoogte van de Cleveringsluizen sinds 2008 circa 1,5 cm bedraagt. Op basis van metingen van Rijkswaterstaat blijkt het sluizencomplex tussen 2013 en 2018 circa 0,7 cm te zijn gedaald (mond. med. G. Ketelaar, NAM) wat in overeenstemming is met de gemodelleerde diepe bodemdaling (NAM 2020).

De 'peilschaal' is echter nog niet gecorrigeerd voor deze daling (mond. med. J. Schenkel, Waterschap Noorderzijlvest). Dus als het sluizencomplex 1,5 cm is gedaald sinds 2008 dan zijn de werkelijke waterstanden circa 1,5 cm lager dan gemeten en dat geldt ook voor het waterpeil waarop wordt gestuurd. De zo ingeslopen 1,5 cm peilverlaging heeft dezelfde richting als de bodemdaling en vermindert het effect hiervan. Dit omdat bij een (werkelijk) gelijkblijvend peil (en gelijkblijvende neerslag en verdamping) de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld zou verhogen door bodemdaling maar bij het hanteren van een iets lager peil is die verhoging minder sterk. Anderzijds is de doorgevoerde verhoging van het peil in de zomer veel groter dan de bodemdaling dus sinds drie jaar versterkt dit hogere peil 's zomers het effect van bodemdaling.



Figuur 4.3. Verloop van de waterstand van het Lauwersmeer bij de Cleveringsluizen (rode lijn). In groen is het streefpeil van 93 cm - NAP weergegeven (Bron: Waterweb/Waterschap Noorderzijlvest).

De pieken en dalen in de waterstand van het meer zijn ook waarneembaar in het peilverloop van de grondwatermeetpunten die nabij de plaatranden zijn gesitueerd. Bij de meetpunten die meer centraal op de platen zijn gelegen is het peilverloop minder grillig.

4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken

Om het grondwaterregime te relateren aan soortensamenstelling van de vegetatie zijn eenduidige parameters gewenst die het grondwaterregime karakteriseren over een specifieke periode. Doorgaans worden hiervoor de gemiddelde grondwaterstand (GG), de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) voor gebruikt, waarbij de stand is weergegeven ten opzichte van maaiveld. Ook de mate van peilfluctuatie kan indicatief zijn voor vegetatieontwikkelingen. De voor de verschillende meetpunten berekende GxG-waarden zijn overzichtelijk weergegeven in het Waterweb-portaal.

Enkele kengetallen van de tot nu toe verzamelde meetgegevens van de peilbuizen die gebruikt worden voor monitoring staan in tabel 4.2. Hierin zijn voor het jaar 2020 de duur van inundatie in het voorjaar (15 maart t/m 30 april) en de duur van dieper wegzakkende standen in de zomerperiode (1 mei t/m 30 september) opgenomen. Die periode is afgestemd op de periode van het wegzakken van grondwaterstanden in het onderzoeksgebied.

Tabel 4.2. Overzicht kengetallen meetreeksen monitoring peilbuizen Lauwersmeer voor de diepere filters. De waarden hebben grotendeels betrekking op de gehele monitoringsperiode t/m eind december 2020. Het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart t/m 30 april 2020 () en uitzakking dieper dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei t/m 30 september 2020 (**). Verklaring overige kolommen: MV = maaiveldhoogte (cm NAP), GG_NAP = gemiddelde grondwaterstand (in cm NAP), GG_MV = gemiddelde grondwaterstand (in cm -mv), HG_NAP = hoogste grondwaterstand (cm NAP), LG_NAP = laagste grondwaterstand (cm NAP), Fluctuatie = verschil tussen hoogste en laagste grondwaterstand (in cm). N.B. = Onbekend vanwege uitval van de datalogger. Opmerking: HG_NAP en LG_NAP zijn de maxima en minima gedurende de monitoringsperiode en betreffen niet de GHG of GLG.*

Peilbuis	MV	GG_NAP	GG_MV	HG_NAP	LG_NAP	Fluctuatie	Inundatie	Uitzakking
BW1B	31	-26	57	32	-135	167		153
BW3B	-41	-62	21	23	-160	183	14,9	22,4
BW8B	-12	-44	32	30	-207	237		93,3
BW9B	-50	-81	31	26	-206	232	4,3	60,6
JA3B	-41	-76	35	-34	-157	123	4,2	39,5
LA3B	-66	-84	18	23	-188	211	7,5	13,4
RU1B	-39	-75	36	24	-143	167		20
RU3B	14	-9	23	23	-101	124		20,5
RU5B	-4	-46	42	21	-126	147		73
ZL3B	-64	-97	33	24	-201	225		38,3
ZL5B	-44	-76	32	25	-177	202	N.B.	N.B.
ZB2	-14	-41	27	-7	-140	133	6,7	36,2
ZB3	-12	-53	41	-6	-142	136	3	56,3
SH2	-14	-54	40	-7	-175	168	7,7	140,4
SH3	-29	-63	34	-12	-209	197	6,4	98,9
ZP1	-45	-93	48	-16	-208	192	4,3	114,1
ZP4	-58	-82	24	-11	-180	169	6,4	29,6
ZP5	-2	-71	69	-8	-180	172		149,6
BP2	-50	-86	36	-14	-211	197	13,3	119,2
BP3	-74	-91	17	-21	-218	197	14,3	22,8
SP1	-4	-27	23	13	-163	176	32,9	87,6
SP3	-66	-90	24	-13	-237	224	1,4	8,9
SP6	-65	-86	21	-16	-222	206	8	9,4

Door 's zomers optredende droogval bij de waterstand beneden een niveau van 60 cm -mv, ontbreken de waarden voor de ondiepe filters (A), die daarom uit het overzicht zijn weggelaten.

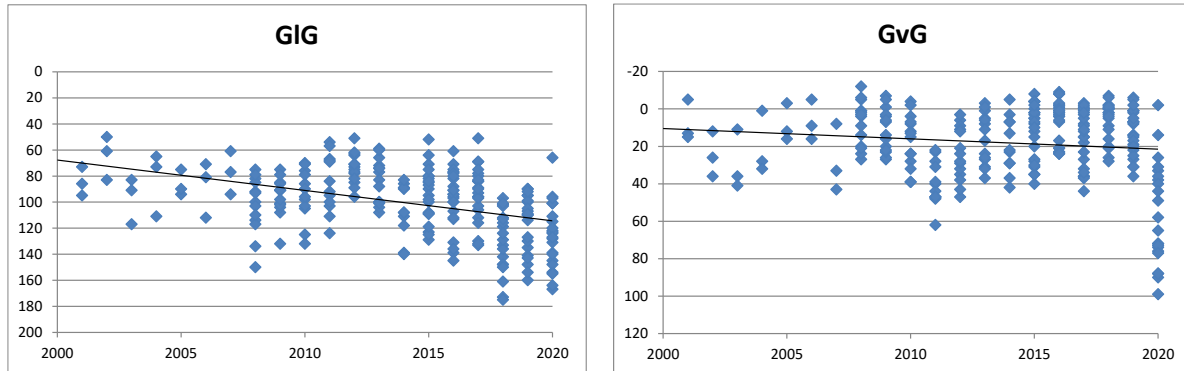
Bovenstaande tabel laat zien dat langdurige inundaties (periode van meer dan een week) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2020 zich voordoen bij de meetpunten Bantswal BW3, Blikplaat BP2 en BP3 en op de Sennerplaat bij het hogere deel, bij SP1. Minder langdurig (een week of minder) is de inundatie bij de meeste overige meetpunten. In vergelijking met voorgaand jaar is de inundatieduur in de meeste gevallen meer dan gehalveerd, ondanks het feit dat de effectieve neerslag in 2020 hoger was dan in 2019.

Het aantal dagen met langdurige diepe uitzakking van de grondwaterstand in de zomerperiode (>60 dagen) doet zich in 2020 minder voor dan in 2019. Alleen bij de hoger gelegen meetpunten BW1, SH2, ZP5 en SP1 is een toename te zien. De verdroging komt ook tot uiting in een afname van de gemiddelde waterstand bij de meetpunten gelegen op de Bantswal (BW1, BW3 en BW8), de Rug (RU3 en RU5), Schildhoek (SH2 en SH3), de Blikplaat (BP2) en Sennerplaat (SP1).

Op de Bantswal treedt langdurige diepe uitzakking op bij de meetpunten BW1, BW8 en BW9, op de Rug bij RU5. Ook bijna alle meetpunten op de zuidelijk gelegen platen laten dit zien (ZL3, ZL5, ZB2,

ZB3, SH2, SH3, ZP1, ZP5, BP2, BP3, SP1, SP3 en SP6). Door de droge en warme zomer is de totale periode van uitzakking langer dan in de voorgaande jaren.

Dat in 2018, 2019 en 2020 de gemiddeld laagste grondwaterstanden lager waren dan in de voorgaande jaren blijkt ook uit figuur 4.4. De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand ligt in 2018 en 2019 op het niveau van de jaren ervoor, maar is in 2020 beduidend lager.



Figuur 4.4. De berekende gemiddeld laagste grondwaterstand (GIG, links) en de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG, rechts) van de grondwaterbuizen in het meetnet in de periode 2000 - 2020. De waarden van voor 2008 zijn alleen afkomstig van peilbuizen van Staatsbosbeheer.

4.2.4. Modellerings van de grondwaterstanden

Met behulp van tijdreeksanalyse middels Menyanthes (Von Asmuth *et al.* 2005) zijn de meetreeksen van de grondwaterstand per meetpunt doorgerekend. Voor alle grondwaterreeksen is een lineair tijdreeksmodel gemaakt met neerslag en verdamping als verklarende factoren. Ook het peilverloop van het oppervlaktewater in het Lauwersmeer (meetpunten Brug Zoutkamp en Sluizen Lauwersoog) is aanvullend als verklarende factor gebruikt bij de uitgevoerde modellering. Doorgaans wordt er van uitgegaan dat bij een verklaarde variantie van meer dan 70% er sprake is van een acceptabele modellering. De drie eigen meetpunten voor registratie van de oppervlaktewaterstand tonen onderling grote overeenkomst en ook met het langjarig waargenomen meetpunt bij de Cleveringsluizen. Door de relatief korte meetreeksen van de eigen oppervlaktewatermeetpunten geven deze in de tijdreeksanalyse minder goede resultaten dan de langere reeksen van het Waterschap.

In tabel 4.3 zijn de modelresultaten weergegeven. Bij de in Menyanthes gemodelleerde grondwatermeetreeksen van de meetpunten in het Lauwersmeergebied is de verklaarde variantie wisselend. Het merendeel van de in 2007 geplaatste buizen heeft, met neerslag en verdamping als verklarende factoren, een verklaarde variantie van 70 tot 80%. Maar bij LA3b (De Lasten) wordt de variantie onvoldoende verklaard. Het grootste deel van de in 2014 geplaatste peilbuizen laat inmiddels een voldoende modelresultaat zien omdat de meetreeksen langer zijn geworden. Enkele buizen hebben onvoldoende modelresultaat. Een buis met een bijzonder slecht modelresultaat is de meer geïsoleerd gelegen peilbuis SP1 in het zuidelijk deel van de Sennerplaat.

Als door oppervlakkige afstroming (bij grondwaterstanden boven maaiveld) er sprake kan zijn van een niet-lineaire respons van stijghoogte op neerslag en verdamping, heeft een niet-lineair model met een grenswaarde (threshold) de voorkeur (Lehsten *et al.* 2011). In Menyanthes kan een dergelijk niet-lineair model worden opgesteld, maar dan alleen met verdamping en neerslag als verklarende factoren. Het gebruik van niet-lineariteit geeft, voor de meeste meetpunten, de beste modelresultaten met het hoogste percentage verklaarde variantie en de kleinste waarde voor de FPE (Final Prediction Error). De FPE is een maat voor de modelkwaliteit, gebaseerd op het Akaike Index Criterium (AIC). In vergelijking met de voorgaande rapportage is het percentage verklaarde variantie voor de meeste meetpunten weinig toegenomen (soms zelfs licht afgenomen). De FPE is in de regel iets kleiner geworden. Dit strookt met het gegeven dat de modelvoorspelling beter wordt naarmate de beschikbare meetreeksen langer worden.

Tabel 4.3. Overzicht resultaten modellering grondwatermeetreeksen in Menyanthes. Per filter zijn de verklaarde variantie (in %) en de FPE (schuingedrukt) weergegeven..

Verklaarde variantie (in %) en FPE (schuingedrukt) per meetpunt voor de gebruikte invloedsfactoren:

Meetreeks	BW1B	BW3B	BW8B	BW9B	JA3B	LA3B
Prec + Evap	80,9 0,022	81,7 0,017	75,4 0,028	78,6 0,023	74,8 0,014	65,8 0,021
Prec + Evap + Niet Lineariteit	88,4 0,018	84,8 0,011	88,7 0,014	90,2 0,013	78,0 0,012	87,8 0,010
Prec + Evap + Opp.waterpeil	81,2 0,020	82,7 0,018	76,6 0,030	79,4 0,025	77,6 0,016	64,0 0,026
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,5 0,020	83,5 0,018	78,6 0,030	80,3 0,024	78,0 0,016	64,6 0,024

Meetreeks	RU1B	RU3B	RU5B	ZL3B	ZL5B
Prec + Evap	80,5 0,015	68,9 0,015	69,4 0,015	79,2 0,027	79,7 0,022
Prec + Evap + Niet Lineariteit	78,7 0,015	78,9 0,009	84,3 0,008	86,3 0,019	84,9 0,016
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,5 0,016	69,6 0,020	72,4 0,018	78,5 0,030	79,9 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,5 0,016	73,5 0,020	73,2 0,018	78,6 0,030	80,8 0,025

Meetreeks	ZB2	ZB3	SH2	SH3	ZP1	ZP4
Prec + Evap	71,3 0,030	86,4 0,015	75,0 0,029	67,9 0,030	80,2 0,023	78,3 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	85,0 0,019	86,0 0,012	88,2 0,020	86,0 0,018	90,0 0,015	86,9 0,016
Prec + Evap + Opp.waterpeil	70,9 0,029	87,0 0,015	75,5 0,028	68,6 0,027	80,4 0,023	77,5 0,024
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	72,2 0,029	87,1 0,015	77,0 0,028	69,3 0,027	80,4 0,024	77,5 0,024

Meetreeks	ZP5	BP2	BP3	SP1	SP3	SP6
Prec + Evap	81,8 0,016	76,4 0,025	62,0 0,023	38,8 0,017	60,8 0,029	63,6 0,014
Prec + Evap + Niet Lineariteit	91,1 0,012	91,7 0,016	86,0 0,015	65,4 0,010	69,9 0,019	83,5 0,009
Prec + Evap + Opp.waterpeil	83,0 0,015	76,5 0,026	62,1 0,024	39,8 0,017	58,4 0,029	63,7 0,015
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	83,1 0,015	79,4 0,026	64,0 0,024	41,4 0,018	58,5 0,030	64,0 0,015

De verwachting is dat het meerpeil van invloed is op de grondwaterstanden. Bij bodemdaling kan ook worden verwacht dat - gecorrigeerd voor neerslag, verdamping en meerpeil - de grondwaterstand (ten opzichte van maaiveld) hoger wordt en er een (lineaire) trend aanwezig is mits het streefpeil van het Lauwersmeer t.o.v. NAP gelijk blijft. Om te vergelijken of toevoeging van het meerpeil en/of een lineaire trend als verklarende variabelen een beter model oplevert, kan in Menyanthes alleen met een lineair model worden gewerkt. Het model met de laagste FPE is van de drie lineaire modellen dan het beste (c.q. minimaal adequate) model. Uit tabel 4.3 blijkt dit doorgaans het model te zijn met alleen neerslag en verdamping als verklarende variabelen. Toevoeging van een lineaire trend (in combinatie met meerpeil) levert bij de meetpunten BW1b, ZB2, SH2 en ZP5 een zeer gering beter model op, met een iets afgenomen FPE en een wat grotere verklaarde variantie. Van deze meetpunten wijst de lineaire trend alleen op de locatie van ZB2 op een lichte verhoging van de grondwaterstand gedurende de meetperiode, op de andere locaties duidt de trend juist op een verlaging. De vegetatieontwikkelingen bij ZB2 duiden overigens niet op een verhoging maar juist op een verlaging van de GvG (zie par. 5.2 en 5.3). Waar de vegetatie al veranderde grondwaterstanden indiceert, is dit vaak verdroging en die kan veelal vanuit de neerslag en verdamping worden verklaard. Een afzonderlijke lineaire trend blijkt hier dus vaak niets aan toe te voegen. Ook de oppervlaktewaterstanden van het Lauwersmeer voegen weinig toe ook al is de stand in de afgelopen drie zomers op een hoger peil gehouden dan daarvoor.

Door het te geringe percentage verklaarde variantie (minder dan 70%) bij de meetpunten in de Lasten (LA3b), Schildhoek (SH3), Blikplaat (BP3) en Sennerplaat (SP1, SP3 en SP6), kan voor het grondwaterpeilverloop van deze buizen een eventuele relatie met bodemdaling niet worden vastgesteld.

4.2.5 Conclusie grondwaterregime en bodemdaling

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert

slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot hogere standen ten opzichte van maaiveld en dat dit nog versterkt zou worden door het feit dat in afgelopen drie zomers het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Er is geen ruimtelijk verband tussen de mate van bodemdaling en verbetering van de modellering als een lineaire trend wordt toegevoegd. Een relatie tussen diepe bodemdaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld is, net als in voorgaande jaren, vooralsnog niet aantoonbaar aanwezig.

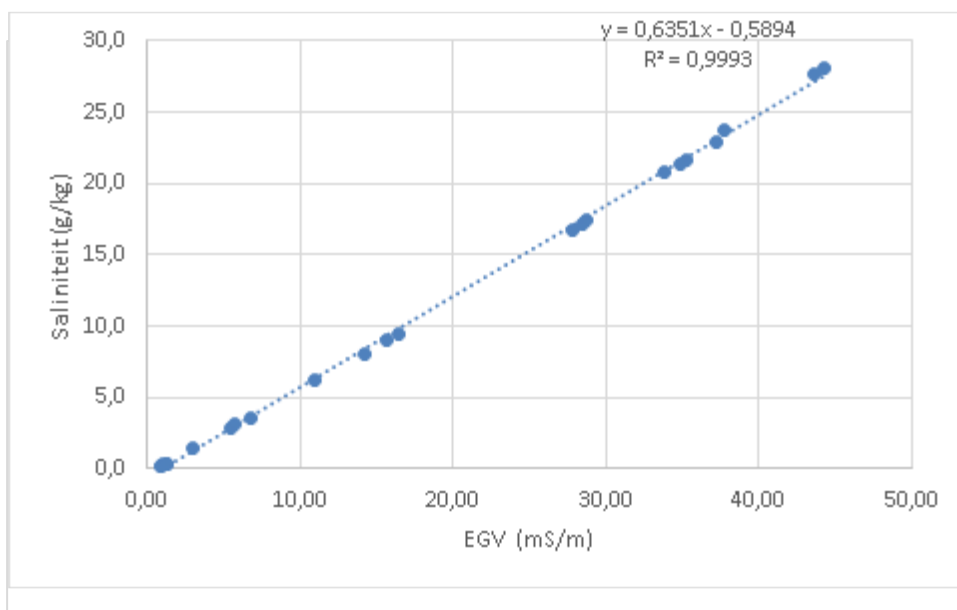
4.3 Zoutgehalte grondwater

In de jaren 2007, 2010 en 2012 zijn chemische analyses uitgevoerd van het grond- en oppervlaktewater (zie Bijkerk *et al.* 2013). In de erop volgende jaren is er voor gekozen om deze analyses achterwege te laten omdat de focus meer op de keten van bodem- en maaiveldaling via inundatiefrequentie, grondwaterstanden en vegetatie naar Natura 2000-(vogel)doelen is komen te liggen. Aangezien het vegetatieonderzoek in de afgelopen jaren wees op een voortschrijdende ontzilting, is ervoor gekozen om hier in 2020 opnieuw aandacht aan te besteden. Daarbij is besloten om geen uitgebreide chemische analyses van het grondwater uit te voeren, maar te volstaan met bepalingen van het Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) en saliniteit. EGV en saliniteit zijn voor een groot deel direct aan elkaar gerelateerd want de saliniteit is de totale concentratie aan ionen en dat bepaald ook de EGV. Saliniteit en EGV zijn niet rechtstreeks te koppelen aan de voor verzilting vaak gebruikte maat van het chloridegehalte omdat saliniteit (voornamelijk) wordt bepaald door het geheel van de macro-ionen. In zout en brak water zijn vooral chloride- en (in mindere mate) natriumionen de belangrijkste macro-ionen. In zoet water hebben ook de andere ionen een belangrijk aandeel in de saliniteit. Saliniteit is in 2007 t/m 2012 niet bepaald maar het EGV wel. Op basis van de relatie tussen beiden is voor die jaren het EGV omgerekend naar saliniteit.

EGV en saliniteit zijn in september en oktober 2020 met een EGV-saliniteitsmeter in het veld bepaald aan grondwatermonsters van de diepere buizen met de onderkant van het filter ongeveer 2 meter beneden maaiveld. De ondiepe buizen zijn hiervoor ongeschikt omdat deze aan het einde van de zomerperiode droogvallen. Vanwege de vergelijkbaarheid met de meetperiode in 2020 zijn van 2008 en 2012 alleen de gegevens gebruikt van watermonsters die verzameld zijn in de periode september tot begin november.

4.3.1 Relatie EGV en saliniteit

Op basis van de gemeten EGV en saliniteit in 2020 is de relatie tussen beide bepaald. Dit verband is lineair, zoals verwacht (zie figuur 4.5).



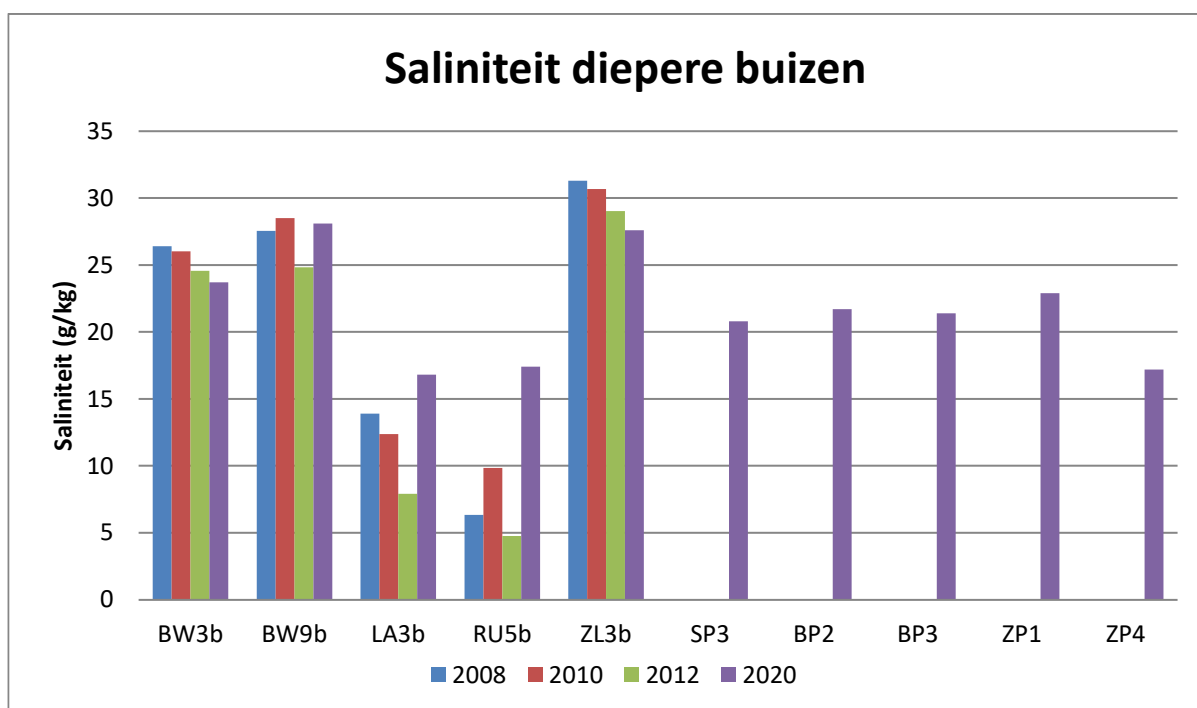
Figuur 4.5. Relatie Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) en saliniteit gebaseerd op grondwatermonsters uit 2020.

4.3.2 Saliniteit van het grondwater in de diepere buizen

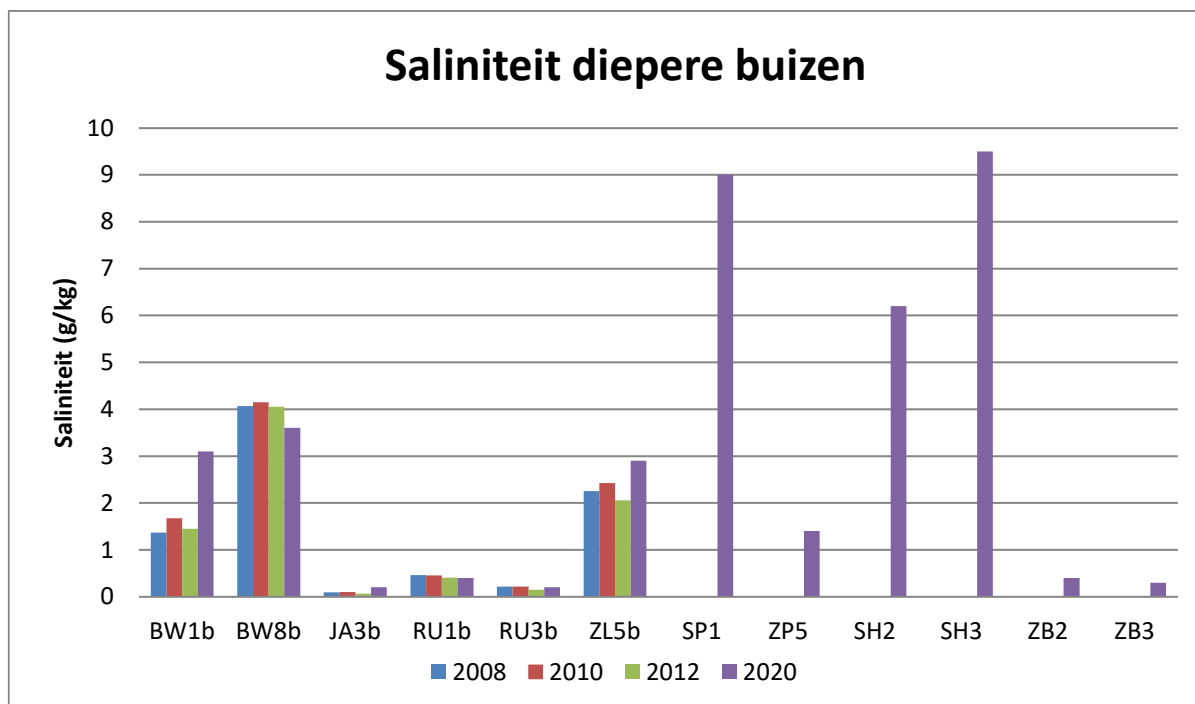
De relatie uit figuur 4.4 is gebruikt om de in 2007 t/m 2012 gemeten EGV-waarden om te rekenen naar saliniteit. Voor de buizen in het noorden van het gebied, die al in 2007 zijn geplaatst, is een vergelijking mogelijk van het verloop van de saliniteit gedurende de meetreeks. De buizen op de zuidelijke platen zijn in 2014 geplaatst en daarbij is een vergelijking met voorgaande jaren niet mogelijk.

De saliniteit van het grondwater is weergegeven in figuren 4.6 en 4.7 voor zowel de buizen die geplaatst zijn in 2007 als de in 2014 geplaatste buizen. Figuur 4.6 geeft die buizen weer waarvan in 2020 de saliniteit hoger is dan 10 g/kg (oftewel hoger dan 10 promille). Een saliniteit hoger dan 10 g/kg duidt op sterk brak tot zout (resp. 10-30 g/kg en 30-50 g/kg) grondwater. In figuur 4.7 zijn de buizen opgenomen waarvan de saliniteit in 2020 lager was dan 10 g/kg. Dat komt overeen met zoet (<0,5 g/kg) of zwak, licht of matig brak grondwater (saliniteit resp. 0,5 -1, 1-3 en 3-10). NB: de schaal van figuur 4.6 wijkt af van die van 4.7. Voor de classificatie van grond- en oppervlaktewater op de schaal zoet-brak-zout worden overigens diverse indelingen gebruikt die sterk van elkaar afwijken (Hoogenboom 2014).

Uit de figuren blijkt dat de locaties met een relatief hoge saliniteit in het algemeen een trend tot verlaging van het zoutgehalte laten zien, consistent met de voortschrijdende ontzilting. Alleen bij BW9b lijkt het zoutgehalte vrij stabiel. Op de locaties waar de saliniteit in de jaren 2007 t/m 2012 tussen de 5 en 10 g/kg schommelde (LA3b en RU5b) is de saliniteit in 2020 juist hoger dan voorheen. In buizen waarvan het grondwater zoet tot matig brak was (figuur 4.7) zijn de veranderingen in saliniteit gering. Alleen bij BW1b is de saliniteit in 2020 wel opvallend hoger dan in voorgaande jaren. Verder valt op dat het grondwater op de zavelige bodems (zuidelijk deel Blikplaat en Sennerplaat en een klein deel van de Zoutkamperplaat) doorgaans een relatief hoge saliniteit heeft terwijl dat op de zandige bodems juist sterk wisselt. Op de zandige bodems komt zowel zoet maar ook sterk brak grondwater voor.



Figuur 4.6. Saliniteit in buizen met sterk brak grondwater in 2020.



Figuur 4.7. Saliniteit in buizen met zoet tot matig brak grondwater in 2020.

4.3.3. Veranderingen in zoutgehalte in relatie tot bodemdaling

De zavelige bodems van het Lauwersmeergebied ontzilten langzamer dan zandige bodems omdat er minder regenwater de bodem indringt (Groen 1991). Ook ontzilten de hoger gelegen delen van de plaat sneller omdat het maaiveld zich verder van de gemiddeld laagste grondwaterstand bevindt zodat minder regenwater oppervlakkig afgevoerd wordt (Beemster & Bijkerk 2005). Als voor het jaar 2020 de maaiveldhoogte wordt uitgezet tegen saliniteit dan is er een zwak negatief verband uit af te leiden. Daarnaast kunnen lokale kwelstromen vanaf de top van de platen naar de plaatranden er toe bijdragen dat het onderliggende brakke water wordt opgestuwd (Zoetendaal *et al.* 2005), hetgeen ook in overeenstemming is met de eerder bij deze monitoring waargenomen zoutgradiënten in de bodem (Bijkerk *et al.* 2013). Tenslotte is er de mogelijkheid van zoute kwel onder de waddendijk door. Zoetendaal *et al.* (2005) vonden daar geen aanwijzingen voor binnen het studiegebied, maar in het noorden van de Marnewaard is er wel een zone waar dit speelt.

Met andere woorden: de saliniteit van de bodem en grondwater wordt beïnvloed door een complex van factoren. Een direct verband tussen (verandering in) saliniteit en de afstand tot het centrum van de bodemdaling is niet aanwezig. Gezien het feit dat het grondwaterregime (nog) niet beïnvloed wordt door bodemdaling (hoofdstuk 4) lijkt bodemdaling nog niet te leiden tot additionele veranderingen in saliniteit. Het feit dat het grondwater in enkele buizen in 2020 een wat hogere saliniteit heeft dan in de jaren 2007 t/m 2012 wordt mogelijk veroorzaakt door de warme en deels droge zomers van afgelopen jaren. Een hypothese is dat waar het grondwater pas ver onder het maaiveld overgaat van zoet in licht brak, er door de versterkte capillaire opstijging van de warme zomers nauwelijks zouter water hoger in het bodemprofiel wordt getransporteerd. Maar als die overgang minder diep onder het maaiveld ligt, zoals bij LA3b en RU5b, draagt de capillaire opstijging van licht tot matig brak grondwater wel bij aan een toename van de saliniteit.

Hoewel de vegetatie in diverse pq's wijst op verandering (doorgaans verlaging) van het zoutgehalte is een 'passende' verandering in saliniteit van de diepere buizen alleen gevonden bij RU5b. Zowel de vegetatie als de saliniteit wijzen hier op een lichte verhoging van het zoutgehalte (zie hoofdstuk 5).

5. Vegetatiemonitoring

Wout Bijkerk

5.1. Methodebeschrijving Vegetatiemetingen in de permanente kwadraten

Het meetnet van permanente kwadraten (pq's) in het onderzoeksgebied bestaat uit 100 pq's. Iets meer dan de helft hiervan is in 2007 geplaatst, allen in het noordelijk deel van het gebied. Naderhand zijn er pq's bijgeplaatst om een evenredige verdeling te krijgen over de mate van gemodelleerde bodemdaling en de vegetatietypen. Ook is het meetnet in 2014 uitgebreid naar de zuidelijke platen. De vóór 2014 geplaatste pq's zijn duplo's van één locatie. Later is volstaan met één pq per locatie. Nadere informatie is te vinden in Bakker *et al.* (2015). De pq's worden jaarlijks opgenomen en behalve de bedekking van de aanwezige soorten worden ook andere parameters (bedekking van de structuurlagen, reliëf, de mate van vertrapping door vee, e.a.) genoteerd. In de directe omgeving van een aantal van de pq's wordt dagelijks de stijghoogte gemeten in grondwaterbuizen om een relatie tussen grondwaterregime en soortensamenstelling mogelijk te maken. De globale locaties van de pq's is weergegeven in bijlage 2. In bijlage 3 zijn de opnamegegevens van de pq's uit 2020 in geordende tabellen weergegeven per vegetatiegroep. Meer gedetailleerde kaarten met deze locaties zijn te vinden in Bakker *et al.* (2015). De analyse van de pq's is via twee sporen uitgevoerd:

1. Een analyse op basis van enkele vaste groepen plantensoorten. Dit is de wijze waarop ook de afgelopen jaren de pq's zijn geanalyseerd. Voor indicaties van structuurveranderingen is dit tevens de enige methode die bij de pq's is gebruikt.
2. Een analyse op basis van de totale soortensamenstelling middels het computerprogramma Iteratio (Holtland & Hennekens 2020). Deze methode is alleen gebruikt voor een indicatie van verandering in enkele abiotische standplaatsfactoren.

5.1.1 Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen

Vanuit de pq-monitoring zijn de volgende indicatoren voor structuurveranderingen afgeleid:

- Verrieting: Indicator is de bedekking door Riet in de pq's;
- Verstruiking: Indicatoren zijn de totale bedekking van verschillende houtige plantensoorten en de totale bedekking van de struiklaag (boomlaag is hier niet relevant)
- Pionierkarakter: Indicatoren zijn het aandeel niet door planten bedekte bodem in de pq en de totale bedekking van pionier- en tredplanten.

Daarnaast zijn groepen plantensoorten gebruikt als indicator voor abiotische indices c.q. vernatting, verzuring, verziltiging en eutrofiering. Evengoed betreft dit natuurlijk ook de tegenhangers: verdroging, toename basenrijkdom, ontziltiging en verschraling. De betreffende soortsgroepen zijn:

- Vernatting/verdroging: Toename van soorten van de overstromingsgraslanden (*Lolio-Potentillion*) en rietvegetaties (*Phragmitetea*) als indicator voor vernatting. Toename van soorten van de graslanden van vochtige bodems (*Molinio-Arrhenateretea*)-met uitzondering van de natte *Molinieta*-soorten- als indicator voor verdroging.
- Veranderingen in zuurgraad: Soorten van het Knopbies-verbond (*Caricion davallianae*) als indicator voor neutrale tot basenrijke omstandigheden. De overige zure kleine zeggensoorten van de *Parvocaricetea* (zoals Zwarte zegge, Moerasstruisgras, Veenpluis, Egelboterbloem en Gewone watervanel) als indicatoren voor zure omstandigheden.
- Veranderingen in zoutgehalte: De totale bedekking van sterk zoutminnende soorten van de Zeekraal-klasse (*Thero-Salicornietea*) en het Kweldergras-verbond (*Puccinellion*). De totale bedekking van soorten van brakke tot zilte omstandigheden van het Verbond van Engels gras (*Armerion*).
- Voedselrijkdom: De bedekking van zowel natte ruigtkruiden (*Convolvulo-Filipenduletea*) en de bedekking van drogere ruigtesoorten (zoals Akkerdistel, Speerdistel, braamsoorten, Dauwbraam etc.).

In de voortgangsrapportage van de monitoring over 2017 (Kleefstra et al. 2018) is deze werkwijze in meer detail beschreven in par. 4.2.2.

5.1.2 Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling

Hiervoor is gebruik gemaakt van het computerprogramma ITERATIO versie 2 (Holtland & Hennekens 2020). Dit pakket is in eerste instantie bedoeld om op basis van een vegetatiekartering en vegetatieopnamen een vlakdekkende kaart te maken van abiotische terreincondities. Het kan echter ook worden gebruikt voor het vergelijken van indicaties voor abiotische standplaatsfactoren van vegetatieopnamen, zowel in de ruimte als in de tijd. Op deze laatste wijze hebben wij het programma gebruikt.

In het kort komt het erop neer dat ITERATIO beschikt over een database met karakteristieke indicatiewaarden van een relatief beperkte set plantensoorten voor grondwaterstand (GvG, in cm - mv), zuurgraad (pH-H₂O), zoutgehalte (variërend van 0_zoutintolerant tot 9_hyperhalien) en voedselrijkdom (variërend van 1_zeer voedselarm tot 9_zeer voedselrijk). Die indicatiewaarden verschillen per Fysisch Geografische Regio. Van veel plantensoorten ontbreekt de indicatiewaarde omdat deze soorten een brede optimumcurve (amplitude) of soms een tweetoppige optimumcurve hebben voor die standplaatsfactor. Op basis van de bedekking van de soorten in een vegetatieopname berekent ITERATIO (iteratief, middels reciprocal averaging) de indicatiewaarden van alle soorten uit de gehele opnamenset en de gewogen gemiddelde indicatiewaarden van de individuele opnamen. Soorten die doorgaans een goed gedefinieerde smalle optimumcurve vertonen voor een milieufactor krijgen een vaste waarde voor die factor. Na elke iteratiestap wordt de waarde van die soort teruggezet naar de initiële waarde. ITERATIO biedt de mogelijkheid om deze initiële waarden en hun weging eventueel aan te passen, maar daar is in dit geval geen gebruik van gemaakt.

Middels ITERATIO ontstaat een set 'gebiedseigen' indicatiewaarden per soort. Het is echter van belang om zoveel mogelijk gebruik te maken van de totale variatie in een milieufactor binnen een gebied. Met andere woorden: de opnamen dienen verspreid te liggen over de in het gebied aanwezige gradiënten (mond. med. S. Hennekens). Bij de plaatsing van de pq's in het Lauwersmeergebied is echter vooral gelet op de spreiding over de verwachte bodemdalingscontouren. Om toch een bredere spreiding over de standplaatsfactoren mogelijk te maken, hebben we aanvullend gebruik gemaakt van andere vegetatieopnamen in het gebied die geen deel vormen van de set pq's uit dit onderzoek. Dit betreft vegetatieopnamen die gemaakt zijn ter onderbouwing van de vegetatietypologie bij de vegetatiekarteringen van 2004 (Van de Veen et al. 2005) en 2015 (Bakker & De Hoop 2016). De set waarmee ITERATIO heeft gerekend bestond uit 1526 opnamen met in totaal 359 soorten. Hiervan waren 1238 vegetatieopnamen afkomstig uit de set pq's binnen deze monitoring.

5.2. Resultaten vegetatieveranderingen op basis van soortgroepen

Per pq-locatie zijn de indicatoren voor verrieting, verstruiking, pionierkarakter, zoutgehalte, vochtgehalte en zuurgraad beoordeeld op trendmatige veranderingen. Daarbij is geen harde statistische norm gebruikt, maar is er in eerste instantie een visuele beoordeling uitgevoerd. Wel is aangehouden dat:

- een r^2 van een trendlijn van minder dan 0,3 geen trendmatig effect betreft;
- een verandering van een lage bedekking naar een iets minder lage bedekking (bijvoorbeeld van 1% naar 3%), ook al is het trendmatig en relatief groot, als niet relevant wordt beschouwd;
- een verandering in de bedekking van Kruipwilg binnen jaarlijks gemaaide terreinen geen indicator is voor verstruiking. Kruipwilg blijft namelijk zo laag dat deze geen habitat biedt voor struweelvogels. Overigens speelt dit alleen in De Lasten en het Terreintje van Juffrouw Alie en daar liggen geen BMP-telplots.

Indien trendmatige effecten wel aanwezig zijn, dan zijn deze als volgt geclassificeerd om tot een ordinale indeling te komen:

- sterke toe- of afname (ongeveer overeenkomend met een gemiddelde jaarlijkse verandering in bedekking van meer dan 10%);
- lichte toe- of afname (ongeveer overeenkomend met een gemiddelde jaarlijkse verandering in bedekking tussen de 5% en 10%);
- geen verschil: geen trendmatige ontwikkelingen of veranderingen die jaarlijks gemiddeld kleiner zijn dan 5%.

De resultaten van de analyse zijn weergegeven in tabel 5.1.

Tabel 5.1. Trendmatige veranderingen in indicatoren, afgeleid uit soortensamenstelling en bedekking van groepen indicatieve plantensoorten in de pq's. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen indicatoren ten aanzien van vegetatiestructuur en indicatoren ten aanzien van abiotische condities. De vermelde diepe bodemdaling per pq-locatie is de gemodelleerde diepe bodemdaling vanaf 2008 tot januari 2019 in cm (bron: Meet & Regelcyclus 2017_update) overeenkomstig de meetperiode van de meeste pq's.

pq-locatie	aanvangsjaar	vegetatiestructuur				abiotiek			bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		pionierkarakter	verrieting	verruiging	verstruiking	verziltig	vernattig	verzuring		
BW2	2007	-1	-1	0	2	0	-1	-1	2,1	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007	0	0	0	0	-1	0	0	2,4	
BW5	2007	0	0	0	0	0	0	0	2,3	
BW20(BW6)	2007	0	0	0	0	1	-1	0	2,3	
BW10	2007	1	0	0	0	-2	0	0	3	
BW11	2009	0	0	0	0	-1	0	0	2,3	
BW12	2009	0	0	0	0	-2	0	-2	2	
BW13	2009	0	0	0	0	0	0	0	2,3	
BW14(BW3)	2007	-2	0	0	0	1	2	0	2,1	
BW15(BW8)	2007	-1	0	0	0	0	1	0	3,1	
BW16(BW9)	2007	0	0	0	0	0	0	0	3,1	
BW17(BW1)	2007	-1	0	0	1	0	0	-2	2,1	
BW18	2010	0	0	0	0	0	0	-2	1,9	
BW19(BW7)	2007	0	0	0	0	0	0	0	3,1	
LA1	2007	0	0	0	0	-1	0	0	1,7	zomermaaien
LA2	2007	0	0	0	0	-2	-1	1	1,7	
LA3	2007	0	0	0	0	-2	0	0	1,7	
LA4	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,7	
LA5	2010	1	0	0	0	0	0	-2	1,7	
LA6	2010	0	0	0	0	0	0	-2	1,7	
JA1	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,6	zomermaaien
JA2	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,6	
JA3	2007	0	0	0	0	0	0	-2	1,6	
RU1	2007	0	-1	1	2	0	0	0	1,6	begrazing jaarrond + seizoen
RU2	2007	-1	0	1	2	0	0	0	1,6	
RU3	2007	-1	0	0	-1	0	0	0	1,7	
RU4	2007	0	0	0	0	0	-1	0	1,7	
RU5	2007	0	0	0	0	-1	1	-1	1,7	
RU6	2007	0	0	1	0	0	-1	-1	1,8	
RU7	2009	-2	0	0	1	0	0	0	1,7	
RU8	2009	0	0	0	1	-2	0	0	1,7	
RU9	2010	0	0	1	2	0	0	-1	1,6	
RU10	2010	0	-1	0	0	0	0	0	1,6	

Legenda:

-2	sterke afname
-1	matige afname
0	geen trend
1	matige toename
2	sterke toename

pq-locatie	aanvangsjaar	vegetatiestructuur				abiotiek			bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		pionierkarakter	verrifting	verruiging	verstruiking	verziltig	vernattig	verzuring		
ZL1	2007	0	0	0	0	0	-1	0	1,8	begrazing jaarrond + seizoen
ZL2	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,8	
ZL4	2007	-2	0	0	0	2	2	0	2	
ZL6(ZL3)	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,9	
ZL7(ZL5)	2007	0	-2	0	0	0	-1	0	2,3	
ZL8	2010	0	0	0	1	0	0	-2	2,2	
ZL9	2010	0	0	0	-2	0	-2	-2	2,1	
ZB1	2014	0	0	0	2	-1	-1	-2	1,9	begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014	2	0	0	0	0	-1	-2	1,9	
ZB3	2014	0	0	0	-1	0	-2	-2	1,9	
SH1	2014	0	0	0	0	0	1	0	2,5	begrazing seizoen
SH2	2014	0	0	0	-1	0	-2	0	2,4	
SH3	2014	0	0	0	0	0	-2	-1	2,3	
ZP1	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,7	begrazing jaarrond
ZP2	2014	0	-1	-2	0	2	-1	1	2,6	
ZP3	2014	1	-1	0	0	0	0	0	2,6	
ZP4	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,4	
ZP5	2014	0	-1	-2	0	0	-2	0	3,1	
BP1	2014	0	-1	-1	0	0	-2	1	2	begrazing jaarrond
BP2	2014	0	0	0	0	1	-2	0	1,9	
BP3	2014	0	-2	0	0	0	0	0	1,9	
SP1	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,4	niets doen
SP2	2014	0	-2	0	0	0	-2	2	2,2	
SP3	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,1	
SP4	2014	0	-1	0	0	0	-2	0	2	
SP5	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,5	
SP6	2014	0	1	-1	0	0	0	0	2,9	

Legenda:

-2	sterke afname
-1	matige afname
0	geen trend
1	matige toename
2	sterke toename

De indicaties op basis van soortgroepen verschillen nauwelijks van die van afgelopen jaar. Dat is niet verbazingwekkend want aan de lange tijdreeks van (grotendeels) meer dan tien jaar is nu één jaar toegevoegd. Uit tabel 5.1 blijkt dat:

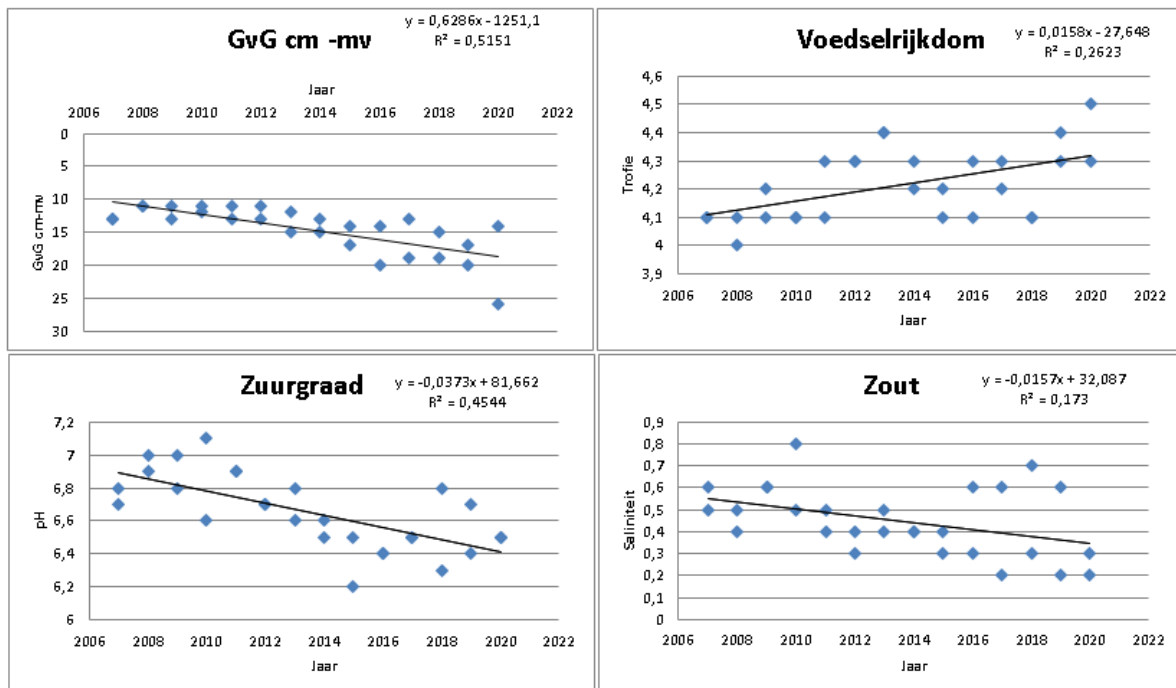
- het pionierkarakter in de meeste pq's niet verandert. In een aantal pq's neemt het pionierkarakter wel af. Dat komt omdat het aandeel kale grond afneemt (aangezien de totale vegetatiebedekking verder toeneemt) en niet door een afname van pionier- of tredplanten. In enkele pq's zien we een toename van het pionierkarakter als gevolg van het opener worden van de vegetatie. Dat speelt vooral bij ZB2 op de Zuidelijke Ballastplaat. Het aandeel kale grond neemt hier sterk toe als gevolg van afname van de bedekking door de moslaag (c.q. Puntmos). Deze afname doet zich voor sinds de start van de meetreeks in 2014 en komt mogelijk door vertrapping door vee rondom de ook in 2014 geplaatste grondwaterbuis aangezien de opnamen dicht bij een grondwaterbuis liggen.

- de rietbedekking in de meeste pq's niet verandert. Waar wel een trend is vastgesteld, betreft het bijna altijd een geringe afname. Een wat grotere afname doet zich voor bij ZL7 op de kop van de Zuidelijke Lob, waar het rietaspect binnen het grasland vrijwel is verdwenen, en bij BP3 waar de grens tussen grasland en rietland onder invloed van begrazing verschuift. Op de zuidelijker platen met jaarrond begrazing (Zoutkamperplaat, Blikplaat en het zuidelijke deel van de Sennerplaat) neemt de bedekking door riet af. Deels betreft het hier delen die in 2004 nog als rietvegetatie werden gekenschetst, deels ook graslanden met een aspect (ijle bedekking) van riet. De enige pq met een toename in de rietbedekking (van 30 naar 50%) betreft SP6 in het onbegraasde deel van de Sennerplaat;
- verruiging alleen iets toeneemt in pq's op De Rug. Dat komt vooral door een lichte toename van de bedekking van Heelblaadjes. Op de Zoutkamperplaat (ZP2 en ZP5) neemt de verruiging met Koninginnekruid en Duinriet juist af als gevolg van begrazing, net zoals de afname van rietbedekking hier. De meeste pq's veranderen niet t.a.v. het aspect verruiging;
- de meeste pq's geen veranderingen laten zien t.a.v. verstruiking. Toch zijn er enkele waar de struweelbedekking sterk toeneemt. Dat doet zich vooral voor op De Rug, waar in het oosten (RU1 en RU2) sprake is van toename van Duindoorn en het structuurtype na 2015 is veranderd van open grasland in open laag struweel. Deels betreft het hier herstel van de duindoornbedekking nadat deze in 2013 door een rupsenplaag was afgenomen; bij RU9 betreft het toename van Kruipwilg. Ook bij BW2 en ZB1 is sprake van toename van de struiklaag, die hier uit Kruipwilg bestaat. De structuurveranderingen zijn geen gevolg van een andere veebezetting maar wel van natuurlijke successie en aanpassingen hierop in het terreingebruik door de grazers.
- De veranderingen binnen de pq's zijn op kaart weergegeven in bijlage 4

5.3 Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling

De conclusies van deze analyse verschillen weinig van die van afgelopen jaar, net als bij de analyse die gebaseerd is op soortgroepen (par. 5.2). Wel verschilt de mate van verandering enigszins, maar de beoordeling is voor de meeste pq's niet wezenlijk anders.

Voor de analyse zijn de indicatiewaarden vanuit ITERATIO per pq-locatie in een grafiek uitgezet tegen het opnamejaar (zie als voorbeeld figuur 5.1).



Figuur 5.1 Veranderingen in indicatiewaarden voor gemiddelde voorjaargrondwaterstand, voedselrijkdom, zuurgraad en zoutgehalte van de pq-locatie BW2 (met duplo's) op de Bantswal. De indicatiewaarden zijn gebaseerd op de totale soortensamenstelling en berekend met ITERATIO. Per indicator zijn de formules van de trendlijn en de determinatiecoëfficiënt (R^2) weergegeven.

Uit figuur 5.1 blijkt dat er sprake is van een (indicatie van een) trendmatige daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (met 0,63 cm/jr) en van daling van de zuurgraad (met 0,04 pH-waarde/jr) op pq-locatie BW2. De veranderingen in zoutgehalte en voedselrijkdom vertonen nauwelijks een lineaire trend ($r^2 < 0,3$). Nadere analyse op het niveau van de verschillende plantensoorten binnen de pq laat zien dat deze dalingen wordt veroorzaakt door:

- de afname van 'natte' soorten als Aardbeiklaver, Riet, Zomprus, Zilte zegge, Dwergzegge en Gewoon puntmos en toename van de 'drogere' soorten als Veldlathyrus en Gewoon haakmos.
- de toename van Gewoon haakmos als 'zure' soort en de afname van 'basenrijkere' soorten als Zilte rus, Zilte zegge, Aardbeiklaver, Dwergzegge en Strandduizendguldenkruid.

Op vergelijkbare wijze zijn de veranderingen in indicatiewaarden van de andere permanente kwadraten onderzocht. Samengevat is dit weergegeven in tabel 5.2.

Voor de beoordeling van de mate van verandering zijn daarbij de volgende, subjectieve, overwegingen toegepast:

- Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG): een trendmatige verandering gelijk of meer dan 1 cm per jaar is een sterke verandering; een verandering tussen 0,1 en 1 cm per jaar is een lichte verandering; een verandering van minder dan 0,1 cm per jaar is niet relevant.
- pH: De pH van de aangetroffen vegetaties varieert grotendeels tussen 5,0 en 8,0. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk of meer dan 0,05 pH-eenheden (oftewel 0,5 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,01 en 0,05 pH-eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,01 pH-eenheden is niet relevant.
- Zoutgehalte: Het zoutgehalte varieert tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk of meer dan 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,02 en 0,1 eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,02 eenheden is niet relevant.
- Voedselrijkdom: De voedselrijkdom kan (theoretisch) variëren tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk of meer dan 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,02 en 0,1 eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,02 eenheden is niet relevant.

Voor de vergelijkbaarheid met tabel 5.1 is er voor gekozen om vernatting, verzuring, verzilting en eutrofiering in roodtinten weer te geven en verdroging, toename basenrijkdom, ontzilting en verschraling in blauwtinten.

Uit de tabel blijkt dat:

- sterke veranderingen in de indicatie voor de GvG zich niet voordoen. In circa een derde van de pq's treedt wel een lichte trendmatige verandering op en dat betreft doorgaans een lichte mate van verdroging. Deze verdrogingsindicatie doet zich vooral de laatste jaren voor en lijkt daarmee eerder een gevolg van verder uitzakkende zomergrondwaterstanden in die jaren dan van lagere voorjaarsgrondwaterstanden (zie ook figuur 4.4).
- in bijna de helft van de pq's een trendmatige verandering van de zuurgraad optreedt. In twee derde hiervan betreft het een lichte verlaging van de pH (verzuring, als gevolg van stapeling van organische stof en ontkalking van de toplaag) maar op de Rug indiceert de vegetatie van twee pq's juist een lichte verhoging.
- de voorheen zoute vegetaties sterk ontzilten, hoewel ook in 2020 het zoutgetal hiervan nog steeds relatief hoog is (bijvoorbeeld ZL4, BW14 en BW4). De ontzilting speelt met name op de Bantswal. Op slechts enkele plekken indiceert de vegetatie juist verzilting (m.n. ZL1 en SH1) die wordt veroorzaakt door een toename van zwak zilte soorten als Zilte rus en Slanke waterbies en een afname van het zoutmijdende Puntmos.
- sterke veranderingen in voedselrijkdom zich nergens voordoen. Vooral op de zuidelijker platen komen zwakke trends in voedselrijkdom voor. Op de Blikplaat en de Zuidelijke ballastplaat is dat vaak een geringe toename van de indicatiewaarde en op de Zoutkamperplaat vaak een geringe afname.

Tabel 5.2. Indicatie vanuit de vegetatie voor de jaarlijkse verandering in: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG, in cm -mv - dus negatief getal is vernatting), zuurgraad (pH-H2O), zoutgehalte (op ordinale schaal van 1 t/m 10) en voedselrijkdom (op ordinale schaal van 1 t/m 10). De indicaties zijn verkregen met ITERATIO en gebaseerd op de totale soortensamenstelling. Zie voor betekenis van de kleuren tabel 4.4. Alleen trendmatige veranderingen met een $r^2 \geq 0,3$ zijn in de tabel opgenomen. Bij een $r^2 \geq 0,6$ zijn de waarden vetgedrukt weergegeven. Om de mate van de jaarlijkse verandering te relateren aan de huidige waarde zijn de indicaties voor 2020 in de tabel opgenomen. De kleuren geven een indicatie van de mate van verandering (donker blauw sterke afname, licht blauw matige afname, licht rood matige toename, donkerrood sterke toename)

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2020				bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
BW2	2007	0,63	-0,04			20,0	6,4	0,3	4,4	2,1	begrazing jaarrond + seizoenen
BW4	2007			-0,22		6,0	7,7	6,1	3,8	2,4	
BW5	2007					7,5	7,1	2,4	4,1	2,3	
BW20(BW6)	2007			-0,12		5,5	7,3	3,1	4,2	2,3	
BW10	2007					6,0	8,0	9,0	3,0	3	
BW11	2009		-0,02			10,5	6,8	0,7	4,2	2,3	
BW12	2009	0,79	-0,03			20,0	6,5	0,5	4,2	2	
BW13	2009			-0,22		5,0	7,7	6,2	3,9	2,3	
BW14(BW3)	2007		-0,02			7,0	7,5	3,8	4,0	2,1	
BW15(BW8)	2007					8,5	7,1	2,5	4,2	3,1	
BW16(BW9)	2007					5,0	7,9	7,9	3,8	3,1	
BW17(BW1)	2007	0,65		-0,05		20,5	6,6	0,5	4,3	2,1	
BW18	2010	0,59		-0,04		18,5	6,6	0,5	4,3	1,9	
BW19(BW7)	2007			-0,03		23,5	6,5	0,3	4,9	3,1	
LA1	2007	0,31	-0,03			16,0	6,5	0,4	4,2	1,7	zomermaaien
LA2	2007	0,68	-0,03			18,0	6,6	0,6	4,5	1,7	
LA3	2007	0,71	-0,04		0,02	19,5	6,6	0,8	4,6	1,7	
LA4	2007					15,5	6,5	0,8	4,3	1,7	
LA5	2010		-0,04			15,5	6,4	0,5	4,2	1,7	
LA6	2010	0,5	-0,03			18,5	6,3	0,4	4,3	1,7	
JA1	2007					15,0	6,5	0,3	3,8	1,6	zomermaaien
JA2	2007					15,5	6,6	0,3	3,9	1,6	
JA3	2007	0,69	-0,04			26,0	6,2	0,4	3,7	1,6	
RU1	2007		0,03			17,0	6,6	0,3	4,4	1,6	begrazing jaarrond + seizoenen
RU2	2007	0,38		-0,02	0,04	14,5	6,9	0,2	4,0	1,6	
RU3	2007				0,02	8,0	6,9	0,3	3,7	1,7	
RU4	2007					7,0	7,0	0,2	3,7	1,7	
RU5	2007	0,2		0,04		9,5	6,8	1,1	4,2	1,7	
RU6	2007	0,5		0,07		14,0	6,9	1,0	4,4	1,8	
RU7	2009	0,29	0,01		0,03	12,5	6,9	0,2	3,9	1,7	
RU8	2009					9,0	6,7	0,5	4,2	1,7	
RU9	2010					11,0	6,7	0,4	4,2	1,6	
RU10	2010		0,02			8,5	6,8	0,7	4,3	1,6	

pq-locatie	aanvangsjaar	GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
ZL1	2007	0,21	0,02	0,12		9,0	6,7	1,4	4,5	1,8	begrazing
ZL2	2007		-0,01			6,5	7,2	1,9	4,2	1,8	jaarrond
ZL4	2007		-0,01	-0,28	0,03	5,5	7,6	5,5	3,9	2	+
ZL6(ZL3)	2007					6,5	7,0	2,3	4,4	1,9	seizoen
ZL7(ZL5)	2007	0,36				13,0	6,6	0,7	4,6	2,3	
ZL8	2010					9,0	6,5	0,3	4,4	2,2	
ZL9	2010	0,41	-0,02	0,02	0,02	14,5	6,5	0,4	4,5	2,1	
ZB1	2014	0,21	-0,03		0,03	9,0	6,5	0,2	4,5	1,9	begrazing
ZB2	2014	0,57			0,04	10,0	6,6	0,2	4,0	1,9	jaarrond +
ZB3	2014		-0,04	-0,04	0,05	10,0	6,4	0,0	4,4	1,9	seizoen
SH1	2014		0,07	0,2	-0,03	6,0	7,0	2,1	4,3	2,5	
SH2	2014			-0,02	0,02	10,0	6,4	0,1	4,5	2,4	seizoens-
SH3	2014	0,22	-0,02			8,0	6,5	0,2	4,5	2,3	begrazing
ZP1	2014					7,0	7,1	2,3	4,3	2,7	
ZP2	2014	-0,29			-0,04	9,0	6,4	0,2	4,3	2,6	
ZP3	2014	0,39			-0,03	12,0	6,4	0,2	4,4	2,6	jaarrond
ZP4	2014			-0,21	0,03	5,0	6,9	1,0	4,3	2,4	begrazing
ZP5	2014				-0,03	18,0	6,5	0,3	4,7	3,1	
BP1	2014					7,0	6,5	0,3	4,8	2	
BP2	2014	-0,21	-0,02		0,03	5,0	6,9	1,6	4,4	1,9	jaarrond
BP3	2014		-0,1		0,02	3,0	6,6	1,1	4,7	1,9	begrazing
SP1	2014		-0,01			13,0	6,5	0,4	5,0	2,4	
SP2	2014	0,25		-0,02		7,0	6,4	0,3	4,7	2,2	jaarrond
SP3	2014		-0,03	0,03	-0,06	3,0	6,7	0,6	4,5	2,1	begrazing
SP4	2014		-0,02			7,0	6,5	0,2	4,6	2	
SP5	2014					10,0	6,1	0,2	4,2	2,5	niets doen
SP6	2014		-0,04	-0,02	0,04	5,0	6,5	0,3	4,9	2,9	

5.4 Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling

De verwachting is dat gaswinning via diepe bodemdaling leidt tot daling van het maaiveld en daarmee - bij gelijkblijvend peilbeheer - tot nattere omstandigheden voor de vegetatie (zie hoofdstukken 2 en 4). Uit zowel de analyses op basis van totale soortensamenstelling als uit die op basis van soortgroepen blijkt dat hiervoor in de vegetatie geen aanwijzingen zijn. In tegendeel, de vegetatieontwikkelingen in de pq's wijzen regelmatig op een verdroging. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat zeker in de afgelopen drie jaren de zomers droger waren dan in het begin van de meetperiode waardoor de grondwaterstanden dieper en ook over een langere periode uitzakten.

Figuur 4.3 illustreert het opzetten in 2018 t/m 2019 van de oppervlaktewaterstand van het Lauwersmeer om zo meer water vast te kunnen houden en verdroging als gevolg van de drogere zomers tegen te gaan. Desondanks is dit kennelijk onvoldoende om dieper uitzakkende grondwaterstanden tegen te gaan (zie figuur 4.4) en zijn in de vegetatie ontwikkelingen te zien die op enige verdroging wijzen. Er is geen ruimtelijk verband tussen de geïndiceerde verandering van de

grondwaterstand en de mate van diepe bodemdaling. Evenmin is de indicatie voor verdroging gecorreleerd aan de positie op de plaat. Verdroging treedt soms op langs de plaatranden en soms op het hogere centrum van de plaat. Wel indiceren vooral de noordelijk gelegen pq's verdroging en speelt dit vrijwel niet in de zuidelijke, zodat een verband met bodemtype (resp. zand en zavel) voor de hand ligt. Vegetatieveranderingen die wijzen op grondwaterstandsveranderingen duiden daarom niet op bodemdaling omdat daardoor juist vernatting verwacht wordt en dan vooral nabij het centrum van de dalingschotel.

De vegetatiestructuurveranderingen zijn evenmin gerelateerd aan de mate van diepe bodemdaling. Successie, begrazingsbeheer en mogelijke veranderingen in het terreingebruik door de grazers bepalen de structuurveranderingen. Mogelijk hebben lagere zomergrondwaterstanden als gevolg van de afgelopen droge en warme zomers ook een effect op rietgroei aangezien de rietlengte op sommige platen de laatste jaren lager is dan voorheen (zie hoofdstuk 8).

6. Broedvogels in het monitoringjaar 2020

Romke Kleefstra & Peter de Boer

6.1. Methodiek Broedvogelmonitoring

Sinds 2014 staat de broedvogelmonitoring vrijwel geheel in het teken van het onderzoek naar de effecten van bodemdaling op de Natura 2000-doelen. Met betrekking tot de winning van aardgas is in de benodigde vergunning op basis van de Natuurbeschermingswet een eis tot monitoring opgenomen, met als doel schade aan natuur in het gebied tijdig te mitigeren of te voorkomen. Hiervoor is het noodzakelijk over actuele broedvogeldata te beschikken. In het monitoringprogramma voor de aardgaswinning (NAM 2007) worden voor de biotische monitoring van het Lauwersmeer de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- er moet een zo direct mogelijke relatie zijn met de beïnvloede abiotische variabelen;
- het moet gaan om de soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd;
- de metingen moeten deel uitmaken van of aansluiten op een bestaand monitoring-programma met een zekere historie.

De monitoring in de periode 2007 t/m 2012 sloot aan op de monitoring zoals die al bijna 45 jaar in het Lauwersmeergebied werd uitgevoerd. Voor de broedvogelmonitoring vanaf 2014 is dit ook het geval, aanvullend is het toegespitst op integratie met de vegetatiemonitoring in het gebied.

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt gewerkt met een set van 13 proefvlakken waarin broedvogel- en vegetatiemonitoring op elkaar afgestemd zijn (Kleefstra 2020). In deze BMP-proefvlakken (tabel 6.1) worden alle soorten broedvogels geïnventariseerd. Daarmee vormen de proefvlakken steekproefgebieden voor zowel algemene als schaarse broedvogelsoorten, wat het eventueel mogelijk maakt (gebiedsspecifieke) soortgroepen samen te stellen met als doel de ontwikkeling van de broedvogelaantallen te relateren aan habitatveranderingen, wat deels ook weer indicatief kan zijn voor het draagvlak van het gebied voor de Natura 2000-soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn opgesteld. De proefvlakken Ezumakeeg-west, -oost en Kollumerwaard vormen hierop een uitzondering. In het kader van het onderzoek naar de effecten van gaswinning vindt hier geen vegetatiemonitoring plaats. Met oog op een evaluatie van effecten van riet- en dynamisch waterpeilbeheer op Natura 2000-doelen voor broedvogels is de lopende vogelmonitoring in deze drie proefvlakken behouden.

De gezamenlijke oppervlakte van alle 13 BMP proefvlakken bedraagt 1293,9 ha, ofwel 29,4%. Dit betekent dat bijna 30% van het Lauwersmeergebied op alle soorten broedvogels wordt gekarteerd. Buiten de proefvlakken worden alle meetsoorten integraal gekarteerd. Het gaat daarbij om Rode Lijstsoorten, kolonievogels, roofvogels en zeldzame broedvogels, een selectie van 'meetsoorten' waarmee alle Natura 2000-soorten gedekt zijn.

In de BMP-proefvlakken worden vaste looproutes aangehouden en worden per gebied acht inventarisatieronden uitgevoerd, waarvan zes in de vroege ochtend en twee nachtbezoeken, conform de richtlijnen in Vergeer *et al.* (2016).

Tabel 6.1. Overzicht van BMP-proefvlakken in het Lauwersmeergebied, het aantal hectares en de jaren waarin zij als proefvlak op alle soorten geïnventariseerd zijn. In verband met de uitbraak van mond-en-klawwzeer in de regio van het Lauwersmeer zijn in 2001 geen proefvlakken onderzocht. In 2013 vonden in het Lauwersmeergebied geen karteringen plaats, met uitzondering van BMP-proefvlak Kollumerwaard.

Lauwersmeer BMP-proefvlakken	opp. (ha)	inventarisatiejaren
01. Bandsterwal	65	1998, 2002, 2007, 2008-2012, 2014-2020
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2020
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2020
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2020
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2020
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2020
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2020
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2020
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2020
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2020
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2020

Lauwersmeer BMP-proefvlakken	opp. (ha)	inventarisatiejaren
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2020
13. De Rug	135,3	2014-2020
totaal	1293,9	



Figuur 6.1. Ligging van BMP plots voor broedvogelmonitoring en plots voor vegetatiemetingen.

6.2. Resultaten Broedvogelmonitoring 2020

De integrale kartering van meetsoorten laat voor de meeste Natura 2000-soorten zien dat het instandhoudingsdoel niet wordt gehaald (tabel 6.2), uitgezonderd Snor en Blauwborst. Voor de Natura 2000-soorten beschrijven Kleefstra *et al.* (2019 en 2020) wat ten grondslag ligt aan het niet behalen van de instandhoudingsdoelen. Hieronder vergelijken we de gebiedstrends van het Lauwersmeer met de landelijke trends in de periode 1999-2019 voor die Natura 2000-soorten die nog in het Lauwersmeer tot broeden komen. Wanneer gebiedstrends afwijken van de landelijke trends is het zaak te kijken naar mogelijke oorzaken, wat we in dit rapport doen voor Natura 2000-soorten in rietland in hoofdstuk 8.

Tabel 6.2. Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor drie tijdsperiodes de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld, alsook de aantallen territoria in 2019 verdeeld over de Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Staatsbosbeheer) en aanvullend de Bantpolder (Natuurmonumenten).

	Doel	2002-2007	2008-2014	2015-2020	L'meer 2020	Bant 2020
Roerdomp	10	10	6	7	9	0
Bruine Kiekendief	20	20	18	15	16	0
Grauwe Kiekendief	4	3	0	0	0	0
Porseleinhoen	15	10	5	3	3	0
Kluut	110	84	76	41	22	0
Bontbekplevier	4	3	1	2	1	1
Kemphaan	20	4	2	0	0	1
Noordse Stern	5	2	4,5	1	0	0
Velduil	1	0	0	0	0	0
Rietzanger	1900	1450-1550	1610-1710	1475-1975	1630-2000	8

	Doel	2002-2007	2008-2014	2015-2020	L'meer 2020	Bant 2020
Snor	20	21	30	49	63	0
Blauwborst	120	141	230	230	206	1
Paapje	10	8	2	1	0	0

Roerdomp, 9 territoria

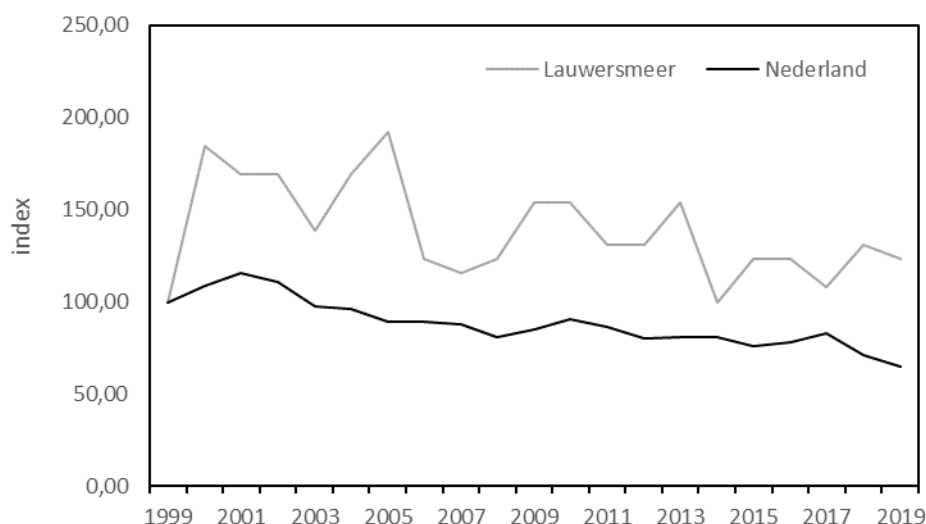
Terwijl Roerdompen zowel op de langere (1999-2019) als kortere termijn (2008-1999) landelijk toenemen, zijn de trends in het Lauwersmeer in beide tijdvakken negatief respectievelijk onzeker (figuur 6.2). Het aantal van 9 territoria in 2020 ligt wel iets hoger dan het aantal in voorgaande jaren, maar valt in het niets bij de toename die de soort de laatste jaren in andere Noord-Nederlandse moerasgebieden laat zien, zoals o.a. Alde Feanen, Leekstermeergebied en Zuidlaardermeergebied (Boele et al. 2021). De aantallen in het Lauwersmeer blijven achter bij de landelijke en regionale toename. In het Lauwersmeer moet de soort het nog vrijwel uitsluitend hebben van natte, onbegraasde rietmoerassen met een eigen waterhuishouding die los van de boezem staat. Pompsterplaat, Kollumerwaard (Middelplaat) en Roodkeelplasje zijn jaarlijks bezet, met de herinrichting is nu ook het nieuwe rietmoeras van de Bochtjesplaat aantrekkelijk. De grote, veelal beweidde platen zijn ongeschikt door het ontbreken van nat, structuurrijk rietland met goed ontwikkelde rietoevers.



Figuur 6.2. Trendindex van de Roerdomp in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Bruine Kiekendief, 16 territoria

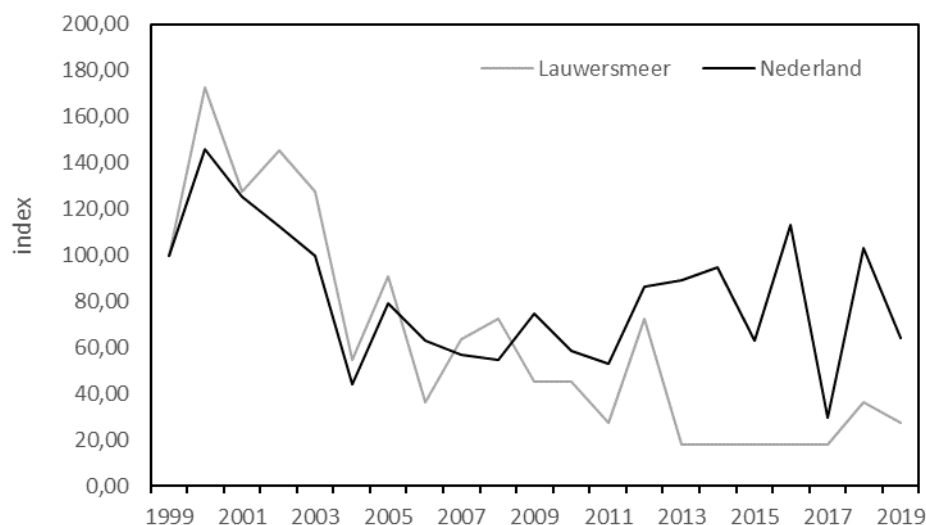
In de voorgaande rapport (o.a. Kleefstra et al. 2020) lieten we al zien dat Bruine Kiekendieven vrijwel uitsluitend tot broeden komen in onbegraasde terreindelen in het Lauwersmeer. Ook in 2020 was dat het geval met broedgevallen op eilanden als Schoolplein en Schoenerbult, en onbegraasde delen van Sennerplaat, Pompsterplaat, Kollumerwaard (Middelplaat), Schildhoek en Roodkeelplasje. Op grote begraasde platen, waaronder voormalige kiekendiefbolwerken als Blickplaat en Zoutkamperplaat, worden al jaren nog amper broedgevallen vastgesteld. Toch is de gebiedstrend van de Bruine Kiekendief niet negatiever dan de landelijke trend. Zowel op de langere (1999-2019) als kortere termijn (2008-1999) nemen Bruine Kiekendieven landelijk af, terwijl de trend in het Lauwersmeer in beide tijdvakken stabiel respectievelijk onzeker is (figuur 6.3). Dat neemt niet weg dat het Natura 2000-instandhoudingsdoel al jaren niet meer gehaald wordt. Hiervoor liggen echter kansen op de grote platen, mits rietlanden daar weer dicht en aaneengesloten raken (zie ook § 8.3).



Figuur 6.3. Trendindex van de Bruine Kiekendief in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Porseleinhoen, 3 territoria

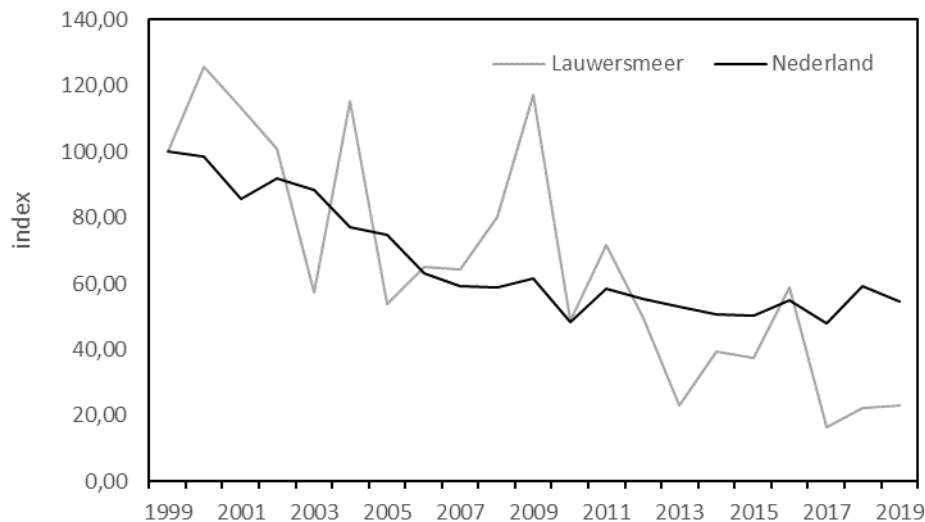
In 2020 werden 3 territoria van het Porseleinhoen vastgesteld, alle in nat rietmoeras met een eigen waterhuishouding. Terwijl de soort landelijk op de langere (1999-2019) afneemt en op de kortere termijn (2008-1999) stabiel is, is de gebiedstrend in het Lauwersmeer in beide tijdvakken (sterk) negatief (figuur 6.4).



Figuur 6.4. Trendindex van het Porseleinhoen in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Kluut, 27 territoria

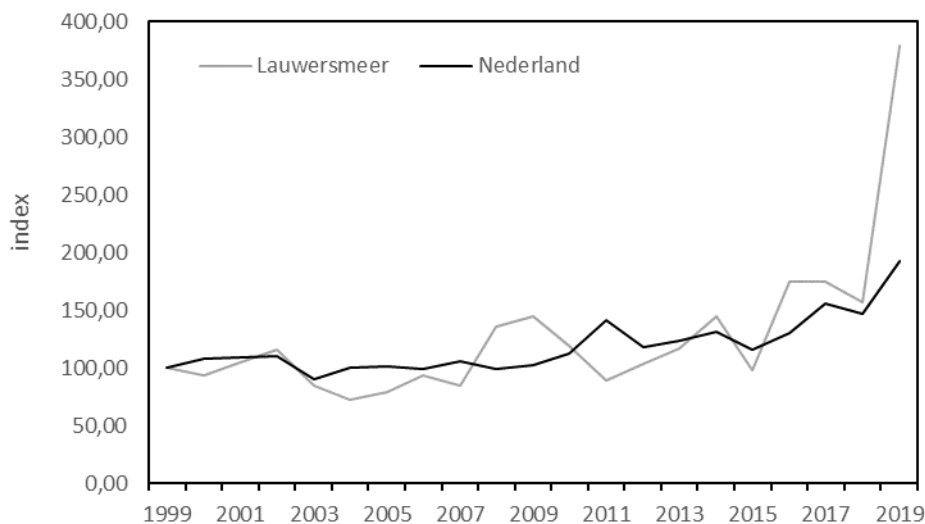
Op zowel de langere (1999-2019) als kortere termijn (2008-1999) is de trend van de Kluut in het Lauwersmeer sterk negatief. Landelijk heeft de soort ook de wind niet in de zeilen, met een negatieve trend op de langere termijn en een stabiele trend op de kortere termijn (figuur 6.5). In het Lauwersmeer is alleen nog de Ezumakeeg van enig belang, waar de soort in kortgrazige pioniervegetaties tot broeden komen, in een eilandachtige setting, waarbij ze vooral in drogere perioden kwetsbaar zijn voor vertrapping door grote grazers en grondpredatoren als de Vos. Aan laaggelegen, kortgrazige pionier-achtige vegetaties geen tekort in het oostelijke deel van het Lauwersmeergebied, maar predatiedruk (Vos) speelt de soort parten. Of voedselomstandigheden toereikend zijn voor Kluten in het Lauwersmeer is onduidelijk.



Figuur 6.5. Trendindex van de Kluut in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Snor, 63 territoria

Hoewel Snorren ook landelijk in de lift zitten, was de toename van de soort in het Lauwersmeer in 2019 exceptioneel (figuur 6.6). Er werden toen 89 territoria vastgesteld tegenover 37 een jaar eerder. Alleen al het vernatte, onbegraasde rietland van de Kollumerwaard (Middelplaat) herbergde 32 territoria in 2019. In 2020 liep het totale aantal Snorren iets terug, maar was het met 63 territoria nog steeds ver boven niveau. Ook elders in het gebied zijn het vooral onbegraasde terreindelen waar de soort zich concentreert, waaronder de Sennerplaat en de Schoenerbult (zie ook § 8.3). Uitrastering van oeverzones door Staatsbosbeheer, waarmee rietgroei langs de oevers van de Zoutkamperril en -plaat nieuwe kansen krijgt, kan de soort in de kaart spelen.



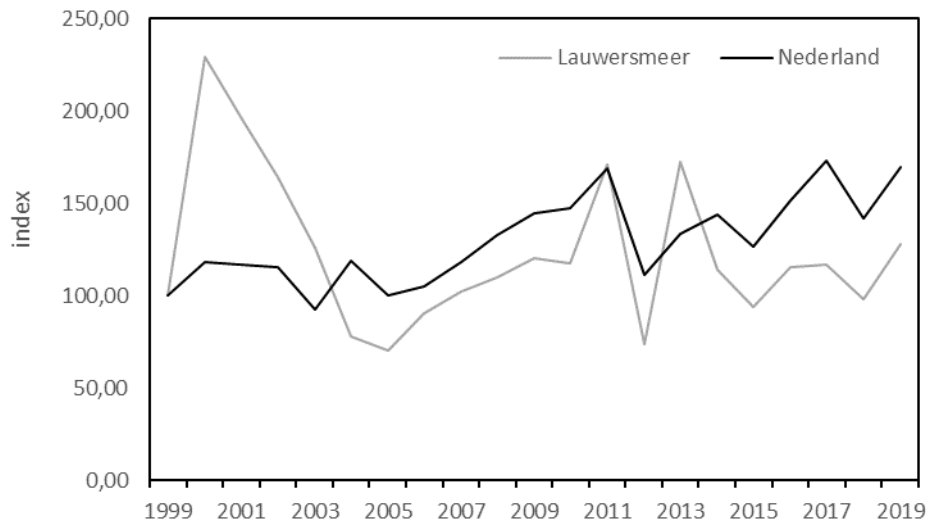
Figuur 6.6. Trendindex van de Snor in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Rietzanger, 1630-2000 territoria

Terwijl de Rietzanger landelijk op zowel de langere (1999-2019) als kortere termijn (2008-1999) toeneemt, is de soort op basis van de aantallen in de BMP-proefvlakken in het Lauwersmeer in beide tijdvakken stabiel (figuur 6.7).

Om te een totaalschatting voor het hele Lauwersmeer te komen worden de aantallen op drie manieren geëxtrapoleerd. De eerste is gebaseerd op Beemster (1995), waarbij aantallen uit proefvlakken op respectievelijk onbeweide centrale platen (Sennerplaat), beweide centrale platen (Schildhoek) en onbeweide landaanwinningswerken (Pompsterplaat) geëxtrapoleerd werden naar het hele gebied. Dit leverde voor 2020 een aantal van 1832 Rietzangers op. De tweede methode is de aantalsverandering in de vaste proefvlakken Ezumakeeg-West, -Oost, Pompsterplaat, Zoutkamperplaat-West en Schildhoek

(gezaamenlijk 507,2 ha) afzetten tegen de aantalsschatting op basis van Atlas-tellingen in 2000, wat een aantalsindicatie van 1630 territoria in 2020 opleverde. De derde methode is de gemiddelde dichtheid per 100 ha in alle 13 BMP-proefvlakken (gezaamenlijk 1293,9 ha) extrapoleren over het hele gebied. Dit leverde 2000 territoria op, waarmee de totaalschatting een range van 1630-2000 laat zien (tabel 6.1). Gelet op deze aantalsschatting en die van de jaren ervoor (tabel 6.2) is het onzeker of het instandhoudingsdoel van 1900 wel gehaald wordt (zie verder § 8.3).



Figuur 6.7. Trendindex van de Rietzanger in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

Blauwborst, 206 territoria

De Blauwborst is samen met de Snor de enige Natura 2000-soort waarvan aantallen ruimschoots het instandhoudingsdoel overtreffen (tabel 6.1). De soort neemt landelijk toe, maar de toename in het Lauwersmeergebied is veel sterker (figuur 6.8). In eerdere rapportages beschreven we al dat Blauwborsten in het Lauwersmeer op beweidde platen lijkt te profiteren van het padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties, wat Blauwborsten meer mogelijkheden biedt op de bodem te foerageren (zie ook § 8.3). Dit gaat veelal in combinatie met ontwikkeling van wilgenstruweel, wat ook uit de regressieanalyse een belangrijke factor is voor hogere dichtheden aan Blauwborsten.

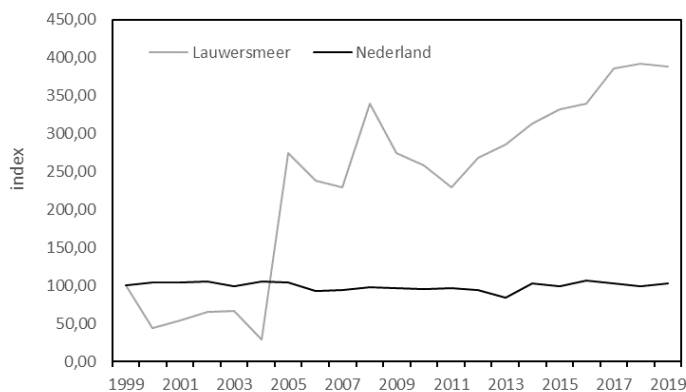


Figuur 6.8. Trendindex van de Blauwborst in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

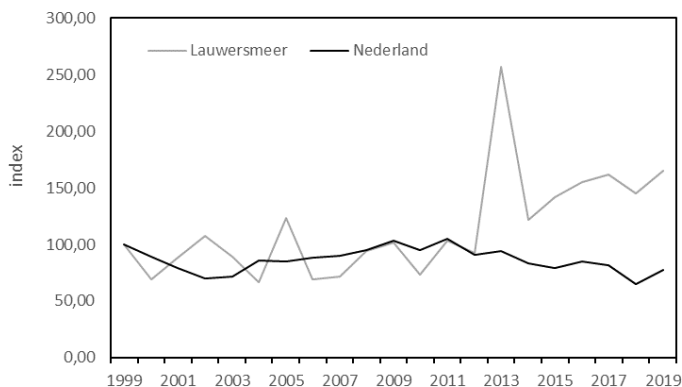
6.3. Conclusies Broedvogelstand 2020

Van de 13 Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer komen er 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer (tabel 6.2). Van de overige acht soorten liggen alleen bij Snor en Blauwborst de aantallen duidelijk boven de instandhoudingsdoelstelling, in het geval van de Rietzanger is dat onzeker. Gebiedstrends wijken zowel in positieve als negatieve zin af van landelijke trends, waarbij voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst daar verderop in de rapportage nader op ingegaan wordt (zie § 8.3 en § 9.4). In vrijwel alle gevallen hebben deze veranderingen direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings)beheer. In de detailanalyse voor de rietbroedvogels konden de Roerdomp en het Porseleinhoen niet worden meegenomen omdat hun voorkomen te schaars is in het gebied om in detail een koppeling te kunnen leggen met ecologische omgevingsfactoren. Voor het Porseleinhoen is de gebiedstrend sterk negatief, voor de Roerdomp blijven de aantallen in het Lauwersmeer achter bij de landelijke en regionale toename. In het Lauwersmeer moet de soort het nog vrijwel uitsluitend hebben van natte, onbegraasde rietmoerassen met een eigen waterhuishouding die los van de boezem staat. De grote, veelal beweide platen zijn ongeschikt door het ontbreken van nat, structuurrijk rietland met goed ontwikkelde rietoevers.

Niet alleen bij Natura 2000-soorten van rietland zien we de duidelijke invloed van het begrazingsbeheer, maar ook bij algemenere ‘indicatorsoorten’. Terwijl de Kluut als Natura 2000-soort niet kan profiteren van de open grazige vlaktes omdat vertrapping en nestpredatie het nestsucces beperken zijn er ook soorten die kunnen profiteren: In Kleefstra *et al.* (2020) illustreerden we de toename van grazig gebied al met de ontwikkeling van de Graspieper en de toename van wilgenstruweel met de ontwikkeling van de aantallen Fitisen in BMP-gebieden, wat ook de pq-metingen op diverse platen in tabel 5.1 illustreren. Voor beide soorten geldt dat de gebiedstrends (sterk) afwijken van de landelijke trends. Waar beide soorten landelijk afnemen, laten ze in het Lauwersmeergebied een toename (Fitis, figuur 6.9) of sterke toename (Graspieper, figuur 6.10) zien. Het illustreert hoezeer het beheer een belangrijke sturende factor in het Lauwersmeergebied is.



Figuur 6.9. Trendindex van de Graspieper in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.



Figuur 6.10. Trendindex van de Fitis in Nederland en het Lauwersmeer in de periode 1999-2019.

7. Muizen en muizenetende roofvogels

Nico Beemster, Els van der Zee

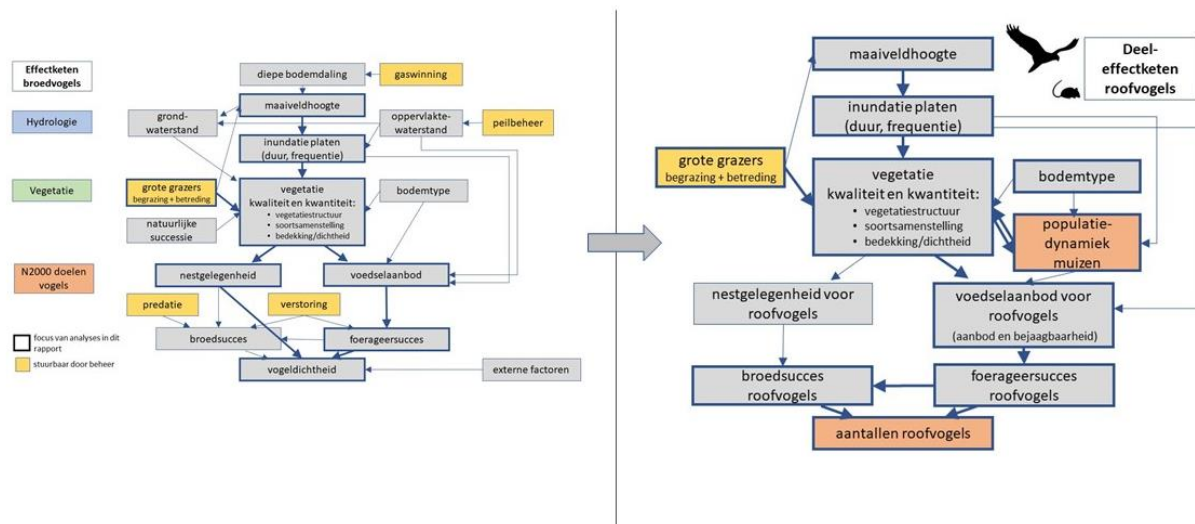
7.1. Inleiding

De monitoring van muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer is in 2015 toegevoegd aan het monitoringsprogramma. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de resultaten van het onderzoek in de periode november 2019 - oktober 2020.

Gaswinning gaat gepaard met bodemdaling, o.a. in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer. Het Lauwersmeer is een boezemmeer, waarin waterpeilverhogingen tot ruim 1.30 meter boven het streefpeil kunnen optreden. Waterpeilverhogingen in het Lauwersmeer treden op in perioden met veel neerslag en opstuwing van water in de Waddenzee. In een dergelijke situatie kan vaak geen water geloosd worden op de Waddenzee en raakt het waterpeil in het Lauwersmeer verhoogd. Bodemdaling in het gebied leidt in principe tot uitgebreidere inundaties.

Een toename van inundatie kan een effect hebben op de verspreiding en talrijkheid van muizen. Denk hierbij aan een nadelig effect door verhoogde sterfte (verdrinking), maar ook positieve effecten zijn wellicht mogelijk doordat grondpredatoren van muizen getroffen worden door de inundaties en muizen wellicht profiteren van de aanvoer van basenrijk boezemwater met nutriënten. Omdat muizen een belangrijke prooi vormen voor roofvogels (kiekendieven, Torenvalk, Ruigpootbuizerd, Buizerd) worden deze soorten mogelijk beïnvloed door de bodemdaling. Ook het voorkomen van de Velduil wordt mogelijk beïnvloed. In het vervolg van de tekst wordt gesproken over roofvogels.

Het doel van de monitoring is om de effecten van inundatie en inundatiefrequentie op muizen en muizenetende roofvogels te beschrijven, en vast te stellen of bodemdaling door gaswinning een effect heeft op het aanbod van muizen en daarmee op muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Met de effectketen van broedvogels (figuur 2.1) als basis kan ook voor de muizenetende roofvogels en de muizenpopulatie een effectketenbenadering worden gevolgd (figuur 7.0). Daarbij wordt inzichtelijk hoe de effecten van bodemdaling op de maaiveldhoogte een mogelijke doorwerking op de muizenstand kunnen hebben indien de inundatie van platen verandert.



Figuur 7.0. Schematische beschrijving van een detail van de effectketen broedvogels (links) uitgewerkt voor roofvogels en hun voedsel (rechts)

Wat is er al bekend?

In het verleden is al veel onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van muizen en roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer. Dit onderzoek was vooral gericht op de effecten van vegetatiebeheer op muizen en roofvogels (Beemster *et al.* 1989, Beemster & Dijkstra 1991, Beemster 1994, Beemster & van Rijn 1995, Dijkstra *et al.* 1995, Beemster & Vulink 2013). Op basis van deze onderzoeken is een schema opgesteld met de belangrijkste veronderstelde variabelen die muizen- en roofvogeldichtheid in het centrale natuurgebied van Lauwersmeer bepalen, en de mogelijke rol hierin van bodemdaling (Beemster 2016). Dat schema is later veralgemeniseerd tot een schema voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren voor muizen en muizenetende roofvogels kort besproken. Figuur 7.0 geeft de effectketenbenadering weer voor roofvogels en muizen als hun voedsel.

Muizen

De belangrijkste prooi-soort voor muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer is de Veldmuis. Op de seizoensbeweide platen van de Schildhoek kwam de Veldmuis in de jaren '80 vooral voor op de hogere plaatdelen (boven -0,25 meter NAP; Beemster & Vulink 2013). Mogelijk is de hoog-laag verdeling van Veldmuizen sinds de jaren '80 anders geworden, en mogelijk is deze op onbeweide en jaarrond beweide platen anders dan op seizoensbeweide platen.

Onder droge omstandigheden leven Veldmuizen in ondergrondse burchten, maar onder plasdrasse omstandigheden, die op de centrale platen van het Lauwersmeer bijna het gehele winterhalfjaar duren en ook in het zomerhalfjaar kunnen optreden, leven zij noodgedwongen bovengronds. Op de platen van het Lauwersmeer komt de Veldmuis vooral voor in wat ruigere, grazige vegetaties en open rietlanden (Beemster & Vulink 2013). In deze gestructureerde vegetaties (met een rietlengte tussen 0,5 en 1,5 meter) is waarschijnlijk veel voedsel van voldoende kwaliteit aanwezig, terwijl de dieren - wanneer dat nodig is - bovengronds kunnen verblijven. Enige vegetatiestructuur is dan van levensbelang om niet snel onderkoeld te raken en niet te zeer op te vallen voor muizenetende roofvogels (Beemster & Vulink 2013). Vooral het vegetatiebeheer is bepalend voor de aanwezigheid van de juiste vegetatiestructuur. Onduidelijk is of ook of de mate van isolatie van een metapopulatie (afstand tot altijd droog habitat in de omgeving; eiland of schiereiland) van invloed is op het voorkomen van Veldmuizen. Tot nu toe is om praktische redenen nooit op eilanden gevangen.

In de Engelstalige literatuur is relatief weinig gepubliceerd over de effecten van inundatie op muizen. In alle gevallen betreft het kortdurende studies (minder dan vier jaar). Uit deze studies blijkt dat inundaties van graslanden leiden tot het (tijdelijk) volledig verdwijnen van populaties van Veldmuizen (Jacob 2003, Wijnhoven *et al.* 2005, 2006); in ooibossen weten populaties van Grote bosmuis en Rosse woelmuis voor een deel te overleven (Jacob 2003), kennelijk door in bomen te schuilen. Geïnundeerde gebieden worden in de daaropvolgende zomer vanuit niet-geïnundeerde gebieden langzaam maar zeker weer door Veldmuizen gekoloniseerd (Jacob 2003, van Wijnhoven *et al.* 2005, 2006). Hierbij worden dichtbij gelegen gebieden (0-30 meter) sneller gekoloniseerd dan verder weg gelegen gebieden (>30 meter) (van Wijnhoven *et al.* 2006). In vergelijking met het Lauwersmeer, waar herkolonisatie soms over afstanden van 1-2 km moet plaatsvinden, zijn dit relatief geringe afstanden. De Veldmuis wordt door van Wijnhoven (*et al.* 2006) gekarakteriseerd als een "geleidelijke, door dichtheid geïnduceerde koloniseerder". Omdat alle studies kortdurend waren, is onbekend of de herkolonisatie vanuit niet-geïnundeerde gebieden in goede muizenjaren sneller verloopt dan in muizenarme jaren.

Muizenetende roofvogels

De dichtheid van muizenetende roofvogels wordt via hun jaagsucces zowel bepaald door het muizenaanbod als door de vegetatiestructuur. De soorten verschillen onderling in hun afhankelijkheid van vegetatiestructuur. Pootlengte speelt hierbij waarschijnlijk een belangrijke rol. Soorten met relatief korte poten (Torenvalk, Buizerd), jagen noodgedwongen vooral in kortgrazige vegetaties, soorten met langere poten (Bruine Kiekendief, Blauwe Kiekendief, Ruigpootbuizerd) jagen bij voorkeur in wat meer structuurrijke vegetaties, waar de muizendichtheid gemiddeld genomen hoger is (Beemster & van Rijn 1995, Beemster & Vulink 2013). Grauwe Kiekendief en Velduil nemen een intermediaire positie in (Beemster & Wiersma 2020). Onder plasdrasse of geïnundeerde omstandigheden zijn Veldmuizen gemakkelijker vangbaar voor roofvogels dan onder droge omstandigheden, omdat ze dan noodgedwongen bovengronds moeten verblijven (Beemster & Vulink 2013). De dichtheid van muizenetende roofvogels op de platen wordt waarschijnlijk verder mede bepaald door de geschiktheid van omringende gebieden voor roofvogels en externe factoren (zoals de geschiktheid van gebieden waar roofvogels in andere delen van het jaar verblijven). In de Engelstalige literatuur zijn geen publicaties gevonden over de effecten van inundatie op muizenetende roofvogels.

7.2. Opzet van de monitoring

Doel en hypothese

Het doel van de monitoring is om voor een periode van jaren de aanwezigheid van muizen en muizenetende roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer in ruimte en tijd vast te leggen, en vervolgens te analyseren in welke mate variaties daarin verklaard kunnen worden door waterpeilveranderingen in de boezem. Voor de aanwezigheid van muizen en muizenetende roofvogels op de platen van het Lauwersmeer is naar verwachting zowel het maximum waterpeil tot dan toe in het seizoen zelf (dus vanaf 1 juli) als het maximum waterpeil in de voorgaande winter van belang. Het maximale waterpeil tot dan toe in het seizoen zelf is van invloed op de mate waarin de najaarspopulatie van muizen in de loop van het najaar / de winter afneemt. Het maximale waterpeil in de voorgaande winter is bepalend voor de overleving van muizen en daarmee voor de startpopulatie van de muizen in het daaropvolgende voorjaar. De omvang van de startpopulatie van de muizen in het voorjaar is naar verwachting van invloed op de populatiegrootte die in het najaar kan worden bereikt. Ook het waterpeil op de teldag kan naar verwachting van belang zijn op het aantal verblijvende roofvogels. Met behulp van deze gegevens kan vastgesteld worden of bodemdaling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van muizen en daarmee op muizenetende roofvogels.

Analyse

De belangrijkste vragen m.b.t. de analyse van natuurlijke variaties in aantallen muizen en muizenetende roofvogels in relatie tot variaties in waterpeil zijn:

Muizen

- Waar komen muizen voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?
- Wat zijn de directe effecten van inundatie op de muizenpopulatie?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van muizen in het daaropvolgende najaar?
- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling (via verandering in de omvang en duur van inundaties) ingrijpt op het voorkomen van muizen?

Muizenetende roofvogels

- Waar komen (jagende) roofvogels voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?
- Wat zijn de directe effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels?
- Wat zijn de effecten van inundatie op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels later in die winter?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter?
- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling ingrijpt op het voorkomen van roofvogels?

Ook andere factoren dan inundatie door boezempeilverhoging kunnen effect hebben op de aanwezigheid van muizen en daarmee roofvogels. Hierbij moet met name gedacht worden aan neerslag en verdamping (o.a. Wymenga *et al.* 2016), die van invloed zijn op grondwaterpeilverloop op de platen in de loop van het jaar. Ook deze factoren zullen uiteindelijk meegenomen worden in de analyse.

Methode

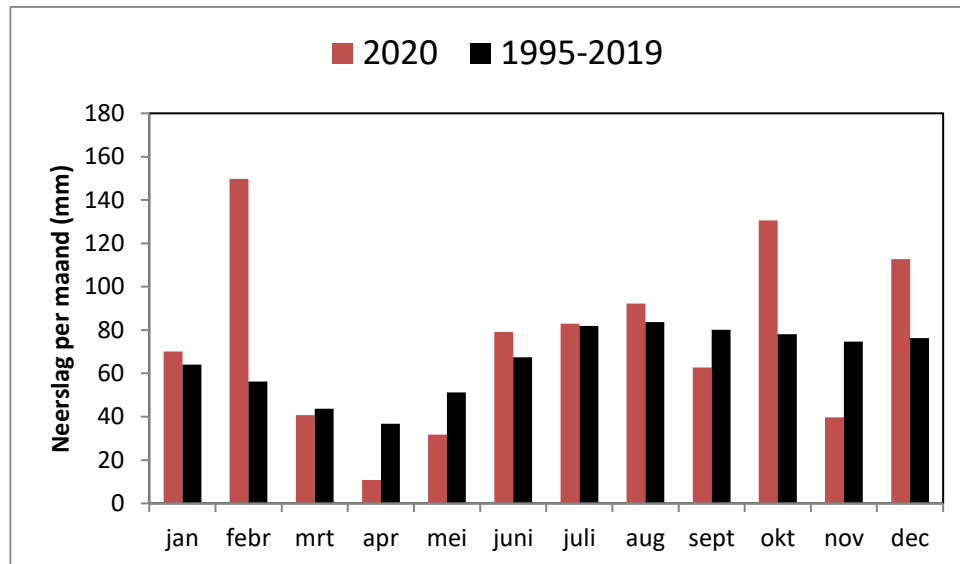
Weersomstandigheden

De weersomstandigheden, met name neerslag, kunnen een groot effect hebben op muizenpopulaties (o.a. Wymenga *et al.* 2016). Dat is zeker het geval op de platen van het Lauwersmeer, die geen ontwateringstelsel kennen. In het winterhalfjaar liggen de platen er over het algemeen (bijna) plasdras bij (ook zonder inundatie door boezemwater), in het zomerhalfjaar kan het waterpeil sterk dalen, maar na overvloedige neerslag kunnen platen ook dan plasdras komen te staan (o.a. Bijkerk *et al.* 2016). De neerslag in 2020 wordt vergeleken met de gemiddelde neerslag per maand in de periode 1995-2019. Het jaar 2020 werd voorafgegaan door (extreem) droge jaren 2018 en 2019 (Beemster 2019b). In 2020 was de maand februari zeer nat en de maanden april-mei juist droog. Vanaf juni was het neerslagpatroon minder of meer normaal (figuur 7.1).

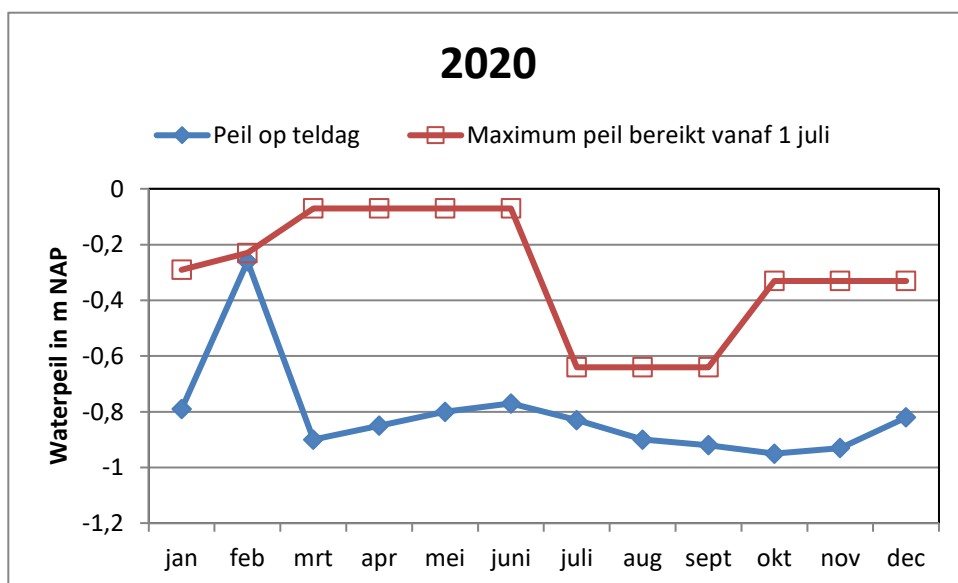
Waterpeilverloop in de boezem

Het waterpeil van de boezem in het Lauwersmeer wordt elk kwartier op vier locaties gemeten (Lauwersoog, Zoutkamp (2x) en Dokkumer Nieuwe Zijlen; tabel 7.1). Tussen locaties bestaan aanzienlijke verschillen in het maximum bereikte waterpeil per winter: de maxima van Lauwersoog en Dokkumer Nieuwe Zijlen komen redelijk overeen, die van Zoutkamp zijn aanzienlijk hoger. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt door opwaaïng. Tot nu toe zijn de waterpeilgegevens van locatie Lauwersoog gebruikt (ook in dit rapport), maar het is te overwegen om in de toekomst ook andere locaties te gebruiken om de kans op inundatie te laten zien. Locatie Zoutkamp laat voor de reeks van Waterschap Noorderzijlvest over een langere periode een maximum waterpeilverloop zien dat wat afwijkt van de andere locaties. Dat is reden om voor Zoutkamp eventueel te kiezen voor de reeks van Wetterskip Fryslân. Beide locaties liggen enkele honderden meters van elkaar verwijderd.

Het waterpeilverloop bij Lauwersoog in de periode 2014-2020 is weergegeven in bijlage 5. Weergegeven is het maximale waterpeil per dag. Uit deze bijlage is zowel het maximum waterpeil op de maandelijkse teldagen afgeleid, als het maximum waterpeil tot dan toe per winterhalfjaar (vanaf 1 juli; figuur 7.2, bijlage 6). In 2020 was alleen op de teldag in februari sprake van een sterk verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 7.2). In de periode begin april – eind augustus is in verband met de droogte extra water in het Lauwersmeer vastgehouden, waardoor het waterpeil in deze periode gemiddeld ca. 0,10 meter hoger was dan het streefpeil van -0,93 meter NAP (bijlage 5). Het bereikte maximum waterpeil in de winter 2019/2020 was in vergelijking met de periode vanaf 2014/2015 iets hoger dan gemiddeld (tabel 7.1).



Figuur 7.1. Neerslag per maand (mm) in Lauwersoog in 2020 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2019.



Figuur 7.2. Het waterpeil op de maandelijkse teldagen van roofvogels in het Lauwersmeer in 2020 en het maximale waterpeil op de teldagen in 2020 tot dan toe bereikt vanaf 1 juli.

Tabel 7.1. Maximum bereikt waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer op vier locaties per winterhalfjaar in de periode 2014-2015 - 2020-2021 (de gegevens uit de laatste winter zijn voorlopig en hebben betrekking op de periode tot en met 31-12-2020).

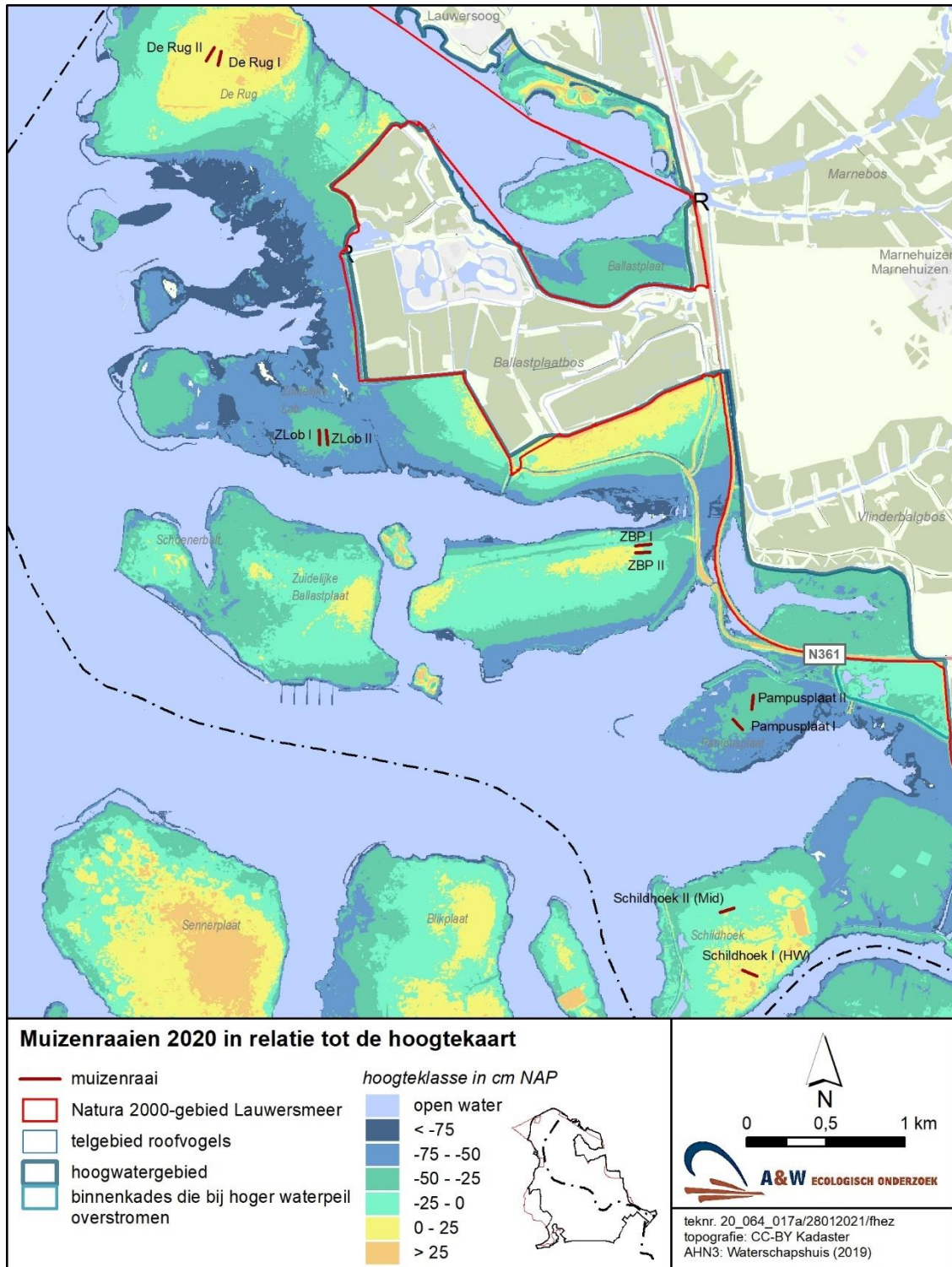
Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter t.o.v. NAP)			
	Lauwersoog	Zoutkamp		Dokkumer Nieuwe Zijlen
	Waterschap Noorderzijlvest	Waterschap Noorderzijlvest	Wetterskip Fryslân	Wetterskip Fryslân
2014-2015	-0,14	0,00	-0,05	-0,11
2015-2016	-0,05	-0,04	-0,01	-0,03
2016-2017	-0,35	-0,25	-0,27	-0,36
2017-2018	-0,28	-0,14	-0,15	-0,31
2018-2019	-0,15	-0,06	-0,06	-0,11
2019-2020	-0,07	-0,06	-0,05	-0,09
2020-2021	(-0,28)	(-0,24)	(-0,26)	(-0,24)
Gemiddelde 2014-2015 - 2019-2020	-0,19	-0,10	-0,11	-0,18

Muizenbemonstering

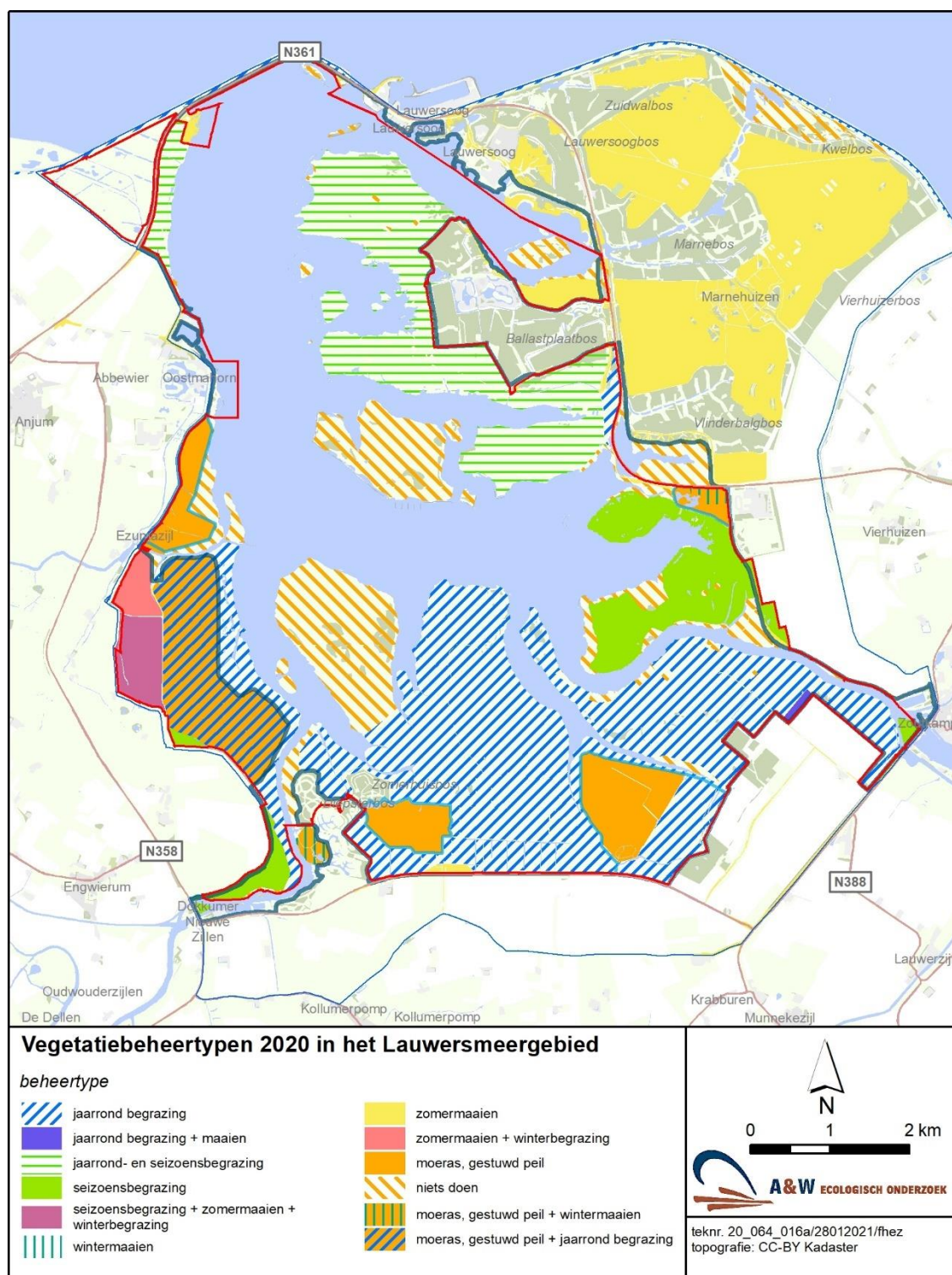
De muizenpopulatie wordt jaarlijks op een aantal locaties op de platen van het Lauwersmeer bemonsterd (figuur 7.3). De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee de kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweiding, seizoensbeweiding in combinatie met jaarrondbeweiding). Over het algemeen zijn muizenraaien uitgezet op het hoogste deel van te bemonsteren platen, bij voorkeur in rietvegetaties tussen 0,5 en 1,5 meter, waarin de hoogste dichtheden van Veldmuizen kunnen worden aangetroffen (Beemster & Vulink 2013). Op de Schildhoek is hiervan afgeweken: muizenraai Schildhoek 2 ligt is gelegen op een lagere maaiveldhoogte dan muizenraai Schildhoek 1. Beide muizenraaien zijn gehandhaafd op locaties die ook in de periode 1983-2001 zijn bemonsterd (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.).

De muizencensus in 2020 is uitgevoerd in de periode 16-22 oktober, een week later dan vorig jaar en twee weken later dan in 2015-2018, om er zeker van te zijn dat seizoensmatig gehouden vee de platen had verlaten. Hiermee wordt vertrapping van vallen voorkomen. Bij de muizencensus wordt gebruik gemaakt van life traps en zijn dezelfde locaties bemonsterd als in 2015-2019. Er is gekozen voor vangraaien en niet voor grids, omdat de resultaten daarmee beter vergelijkbaar zijn met eerdere bemonsteringen in de periode 1983-2001, die overigens plaatsvonden met klapvallen (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). Alle locaties zijn lopend te bereiken. De looptijd vanaf wegen of

paden is soms aanzienlijk. De muizenraaien op de Schildhoek en Pampusplaat liggen in een gebied met seizoensbeweiding, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in een gebied met een combinatie van seizoensbeweiding en jaarrondbeweiding (figuur 7.4). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweiding vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrondbeweide platen is verder van belang dat muizenvallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.



Figuur 7.3. Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in oktober 2020 met als achtergrond de hoogtekaart.



Figuur 7.4. Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2020.

De uitvoering van de muizencensus in oktober houdt rekening met het feit dat de muizendichtheid dan doorgaans het hoogst is, terwijl grootschalige inundaties normaliter pas later in de herfst optreden. Verder sluit de timing van de muizencensus aan bij in het verleden uitgevoerde muizenbemonsteringen in de periode 1983-2001 (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). In totaal zijn 200 vallen geplaatst in twee parallelle series van 5 vangraaien, met per vangraai 20 gepaarde vallen (figuur 7.3).

De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 16 t/m 18 oktober) stonden de vallen, met lokvoer, niet op scherp; de bedoeling van dit zogenoemde 'pre-baiten' is om de muizen te laten wennen aan de beschutting en het aangeboden voedsel, en om zodoende de vangkans te vergroten. Op 19 oktober zijn de vallen 's avonds op scherp gezet en de volgende morgen voor de eerste keer gecontroleerd. Daarna is gedurende vier volgende controlerondes in twee etmalen gevangen, waarbij de vallen tweemaal per etmaal zijn gecontroleerd. De vijfde en laatste controleronde was in de ochtend van 22 oktober. In totaal is dus gedurende drie nachten en twee dagen gevangen. De muizencensus heeft geresulteerd in $10 \text{ (stations)} \times 2 \text{ (vallen)} \times 3 \text{ (valnachten)} = 60 \text{ valnachten}$ per vangraai.

De gevangen muizen zijn op soort gebracht. Voor woelmuizen is het netto aantal gevangen individuen bepaald door gevangen muizen te merken, door een klein plukje vacht weg te knippen. Op deze manier kunnen reeds gevangen muizen worden onderscheiden van niet eerder gevangen muizen. Verder is van woelmuizen de sexe en het gewicht bepaald. Na de vangst zijn de muizen weer vrij gelaten.

De muizenindex wordt gedefinieerd als het aantal vangsten per 100 valnachten. Deze index kan worden vergeleken met de resultaten van eerdere muizeninventarisaties. Van de muizencensus in oktober 2020 is deze index bekend voor alle muizensoorten (bijlage 7).

De individuele muizenindex is het aantal individuele muizen (dus de gevangen aantallen zonder de reeds gemerkte exemplaren) dat is gevangen per 100 valnachten. Ook deze individuele muizenindex kan worden vergeleken met de resultaten van andere muizeninventarisaties. Deze index is alleen bekend voor woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis; bijlage 7).

Tellingen van roofvogels

Sinds de inpoldering van het Lauwersmeer in 1969 vindt maandelijks een vogeltelling plaats met behulp van vrijwilligers. Sinds 1986 worden de vogeltellers daarbij gevraagd om roofvogels op kaart in te tekenen en aanvullend geslacht, leeftijd en gedrag te noteren. Geslacht en leeftijd van de roofvogels laten zien welke vogels van het gebied gebruik maken (broedvogels/niet-broedvogels, mannetjes/vrouwtjes, jonge/oudere vogels). De toekenning van het gedrag van de roofvogels is van belang omdat vooral jagende roofvogels aangeven waar prooien worden gevangen. Tot nu toe zijn deze data vooral gebruikt om effecten van terreinbeheer op muizenetende roofvogels te onderzoeken (o.a. Beemster *et al.* 1989, Beemster & Vulink 2013), maar ze kunnen ook worden gebruikt om effecten van bodemdaling en daarmee toenemende kans op inundatie te analyseren. Ook in het verleden verzamelde gegevens kunnen daarvoor gebruikt worden.

De verspreiding van muizenetende roofvogels in de periode november 2019 - oktober 2020 is gedigitaliseerd (in GIS). Hierbij zijn de soorten geselecteerd waarvan bekend is dat Veldmuizen een belangrijke bron van voedsel zijn (Bruine Kiekendief, Blauwe Kiekendief, Grauwe Kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk en Velduil). Het broedsucces, de overleving en het jaagsucces van deze soorten is gemiddeld genomen hoger in jaren met veel woelmuizen (zie overzicht in Wymenga *et al.* 2016). Hierbij dient te worden opgemerkt dat voor de Bruine en Grauwe Kiekendief vogels vooral vroeg in het jaar belangrijk kunnen zijn als voedselbron (Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster *et al.* 2011, 2012, Beemster & Wiersma 2020).

Door de verspreiding van muizenetende roofvogels te digitaliseren kan in beeld worden gebracht waar deze vogels foerageren: binnen het hoogwatergebied kan geanalyseerd worden hoe het foerageergebied over en binnen het jaar verandert in afhankelijkheid van vegetatiebeheertype, vegetatiestructuurtype en hoogte op de plaat (en dus kans inundatie).

De vrijwillige vogeltellers worden regelmatig ingelicht over de resultaten van het onderzoek. Nieuwe tellers worden aanvullend begeleid bij de uitvoering van hun werkzaamheden.

Bejaagbaarheid van muizen voor muizenetende roofvogels

Door vegetatiemetingen uit te voeren in de muizenraaien kan de talrijkheid van muizen worden gerelateerd aan de vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur. De vegetatiestructuur geeft bovendien aan of muizen vangbaar zijn voor roofvogels. Een overzicht van de uitgevoerde vegetatiemetingen in de muizenraaien is te vinden in bijlage 8. Per muizenraai worden de volgende metingen uitgevoerd:

- Rietstengellengte (5 metingen per station x 10 stations = totaal 50 metingen). Per rietstengel wordt aangegeven of deze al dan niet door vee is begraasd.

- Vegetatiehoogte met kunststof schijf en een meetstok (5 metingen per station x 10 stations = totaal 50 metingen).
- Bedekkingspercentage van belangrijkste plantensoorten / typen (Riet, Duinriet, grassen spec. en houtachtigen; één meting per station x 10 stations = totaal 10 metingen).
- Bedekkingspercentage van de vegetatie (en dus de zichtbaarheid van muizen voor roofvogels). De zichtbaarheid van vijftien rode tapjes op een stok (2 metingen per station x 10 stations = totaal 20 metingen) wordt vastgesteld vanaf ooghoogte. De stok wordt voorzichtig over het maaiveld en onder de vegetatie geschoven.
- Een standaardfoto van de muizenraai.

Voor het Lauwersmeergebied als geheel wordt gebruik gemaakt van de vegetatiestructuurkaart (figuur 7.5), die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2017 is gemaakt (Kleefstra *et al.* 2020). Sindsdien kan de actuele situatie iets veranderd zijn.

7.3. Resultaten

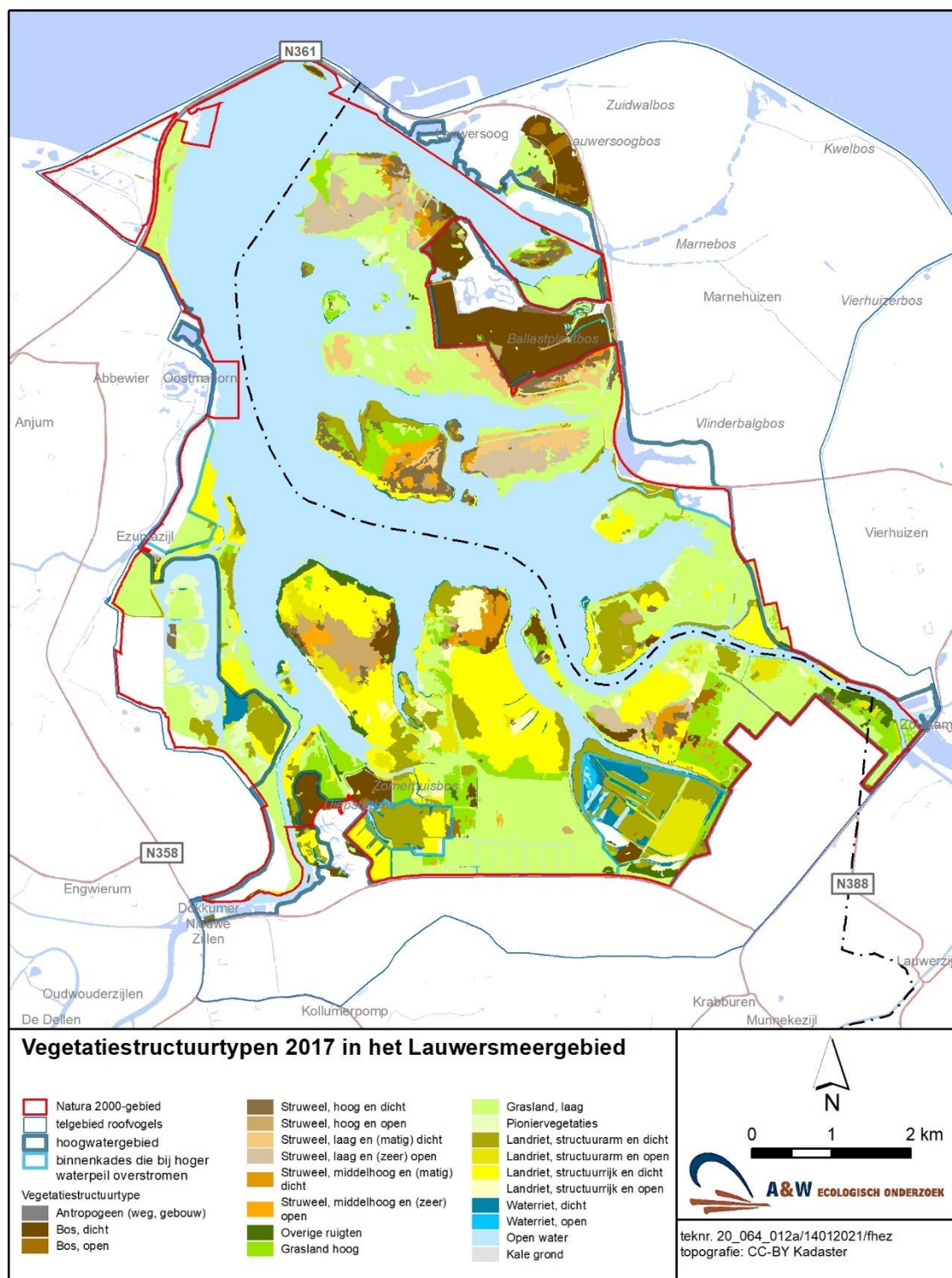
7.3.1. Muizenaanbod

Muizenaanbod in de omgeving

Landelijk gezien was het broedsucces van muizenetende roofvogels en uilen in 2020 relatief laag (Bijlsma 2021), hetgeen duidt op een laag muizenaanbod in het broedseizoen. De omgeving van het Lauwersmeer vormde hierop geen uitzondering (eigen waarnemingen).

Muizenaanbod op de platen in 2020 in vergelijking met 2015-2019

De muizencensus in oktober 2020 leverde in totaal 107 muizenvangsten op (tabel 7.2, bijlage 7). Dit aantal is opmerkelijk lager dan in de afgelopen jaren. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Veldmuis (65% van de vangsten), Bosmuis (14%), Dwergmuis (10%) Bosspitsmuis (8%) en Dwergspitsmuis (2%). Opmerkelijk genoeg werden voor het eerst sinds 2015 geen Aardmuizen gevangen. De Waterspitsmuis is na een eenmalige vangst in 2016 ook in 2020 niet gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was bijna 70% lager dan in het topjaar 2019, maar tamelijk gemiddeld ten opzichte van de jaren 2015-2018.



Figuur 7.5. Vegetatiestructuurtypen in het Lauwersmeer in 2017. Merk op dat niet het gehele hoogwatergebied is gekarteerd.

Tabel 7.2. Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in 2015-2020.

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Veldmuis	105	40	82	75	225	70
Aardmuis	97	41	49	3	50	0
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10	9
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3	2
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0	0

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Bosmuis	0	30	0	4	2	15
Dwergmuis	9	25	14	40	26	11
Totaal	239	159	164	159	316	107

Omdat verschillende soorten spitsmuizen, Bosmuis en Dwergmuis als voedselbron voor roofvogels minder belangrijk zijn, wordt hieronder alleen ingegaan op het voorkomen van Veldmuis en Aardmuis. Van deze twee soorten is vooral de Veldmuis van belang als voedselbron voor roofvogels, waarschijnlijk omdat de soort in vergelijking met de Aardmuis in meer open habitats voorkomt.

De Veldmuis komt in (bijna) het gehele Lauwersmeer voor, de Aardmuis is in het verleden alleen vastgesteld op de zuidelijke platen tussen het Dokkumer diep en de Vlinderbalg (Beemster & Dijkstra 1991, Dijkstra *et al.* 1995, Beemster ongepubl.). In 2019 werd de Aardmuis voor het eerst noordelijk van de Vlinderbalg gevangen, en wel op de Rug en op de Zuidelijke lob (figuur 7.6). In 2020 is de soort op beide locaties niet aangetroffen.

In figuur 7.6 zijn grote verschillen in individuele muizenindex van woelmuizen tussen gebieden en jaren zichtbaar. Zoals eerder genoemd, zijn in 2020 geen Aardmuizen gevangen. Veldmuizen zijn in 2020 alleen gevangen op de Zuidelijke Ballastplaat en de Zuidelijke lob, en niet op de Schildhoek, Pampusplaat en de Rug. Op de Zuidelijke Ballastplaat was sprake van een relatief hoog veldmuizenaanbod, op de Zuidelijke lob was het aanbod laag.

Muizenaanbod en maximum inundatie in de voorgaande winter

Figuur 7.7 laat de individuele muizenindex van woelmuizen (Veldmuis + Aardmuis) zien in afhankelijkheid van de maximale inundatie in de voorgaande winter per muizenraai in de periode 2015-2020. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking van het maximum waterpeil op locatie Lauwersoog met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De twee muizenraaien op de Schildhoek worden apart weergegeven omdat het hoogteverschil tussen beide relatief groot is (Kleefstra *et al.* 2020).

De hoogst gelegen muizenraaien zijn te vinden op de Rug. Deze muizenraaien zijn in de periode 2015-2020 nooit geïnundeerd geraakt. In deze muizenraai was de woelmuisdichtheid alleen in 2019 hoog en in de andere jaren laag. De lage dichtheid tot en met 2018 werd verklaard door de zeer open vegetatie, waardoor de muizen onder plasdrasse omstandigheden niet of nauwelijks uitwijkmogelijkheden hebben. Het jaar 2019 was uitzonderlijk droog, terwijl de bedekking van de vegetatie - wellicht door de droge omstandigheden - behoorlijk is toegenomen (bijlage 5).

De muizenraaien op Zuidelijke Ballastplaat raken alleen in winters met een zeer hoog maximum waterpeil in de boezem geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2019/2020 was dat één maal het geval (in de winter 2015/2016) (figuur 7.7). In de zomer erna was de woelmuizendichtheid hier laag.

De muizenraaien op de Schildhoek liggen op een verschillende maaiveldhoogte. Muizenraai Schildhoek 1 is bijna 20 cm hoger gelegen dan Schildhoek 2 (figuur 5.7) en raakt minder vaak geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2019/2020 was dat alleen in de winter 2015/2016 het geval. In de zomer erna was de woelmuisdichtheid hier laag (figuur 7.7). Muizenraai Schildhoek 2 raakt vaker geïnundeerd, waarna de woelmuisdichtheid in de zomer erna toch hoog kan zijn. Blijkbaar treden de hoogste delen van de Schildhoek hierbij op als een refugium voor woelmuizen, waarvandaan de lagere plaatdelen weer bevolkt kunnen worden. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het hoogste deel van de Schildhoek nog iets hoger ligt dan muizenraai 1.

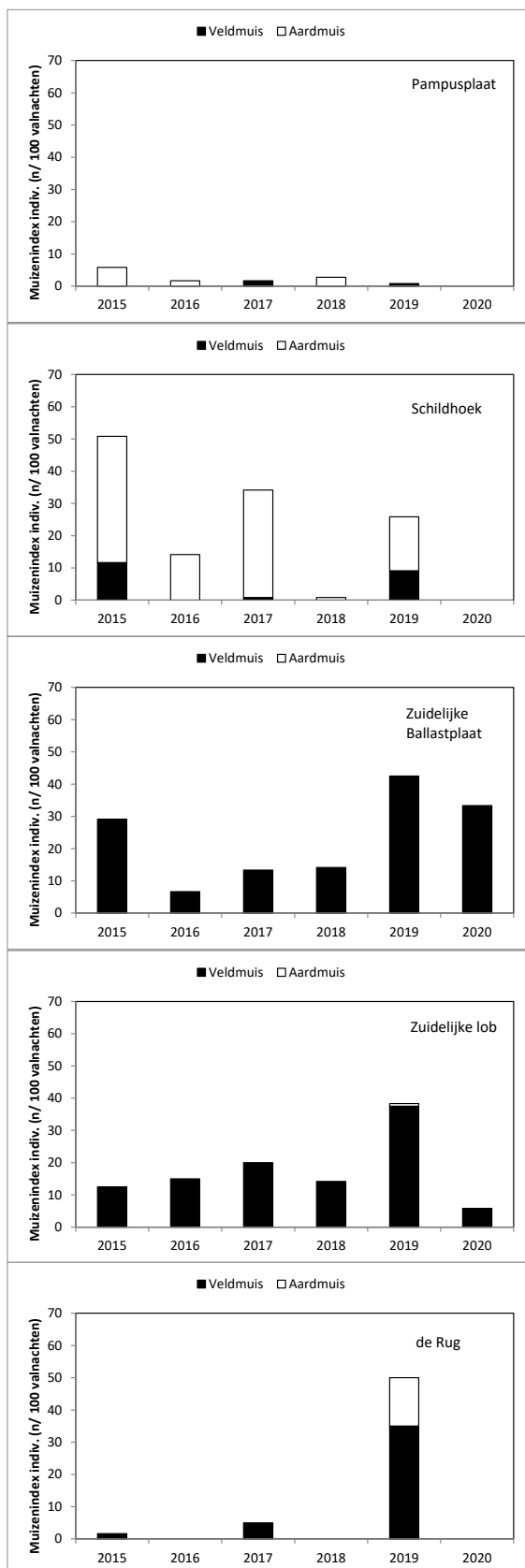
Muizenraaien op de Pampusplaat en Zuidelijke lob raakten in de periode 2014/2015-2019/2020 elke winter geïnundeerd. Op de Pampusplaat leidde dit in alle navolgende zomers tot lage dichtheden van woelmuizen (figuur 7.7), op de Zuidelijke Lob waren de woelmuisdichtheden ondanks de winterse inundaties tamelijk hoog, vooral in 2017 en 2019 (figuren 7.7). Zowel in 2017 als 2019 raakte de omgeving van de twee muizenraaien op de Zuidelijke Lob vlak voor de muizencensus volledig geïnundeerd en stak alleen het kleine kopje van de plaat met de twee muizenraaien nog boven het water uit. Mogelijk heeft dit geleid tot een toevlucht van woelmuizen naar de omgeving van de muizenraaien en een verhoogde vangst. Wellicht was het beter geweest om te kiezen voor een groter hoog plaatdeel om de vallen te plaatsen.

Muizenaanbod en riethoogte

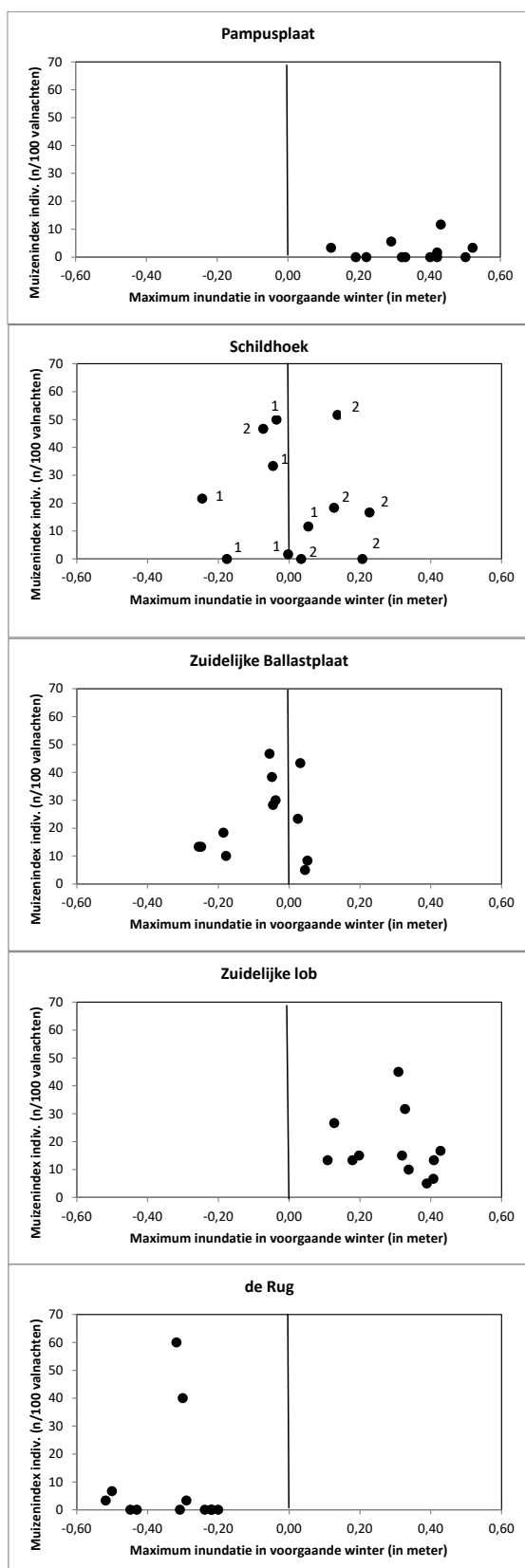
Op het hoge deel van de Schildhoek komen woelmuizen vooral voor bij een intermediaire riethoogte (tussen 50-150 cm; figuur 7.8), zoals dat eerder ook is vastgesteld voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013). Overigens kwamen er toen (bijna) alleen Veldmuizen voor. Het lage aanbod van woelmuizen op de Schildhoek kan mogelijk mede worden verklaard door een afname van de rietstengellengte sinds 2018 (figuur 7.9 boven). Deze afname is waarschijnlijk een gevolg van de droge zomers in 2018-2020, met een verminderde rietgroei tot gevolg. Het directe effect van begrazing op de rietstengellengte is waarschijnlijk minder groot. Er is weliswaar een verband tussen de gemiddelde rietstengellengte en het percentage begraasde rietstengels (figuur 7.9 midden), maar het percentage begraasde rietstengels laat een grote variatie over de jaren zien (figuur 7.9.onder). Op de relatief laag gelegen kop van Pampusplaat is er geen duidelijke relatie tussen woelmuisdichtheid en riethoogte (figuur 7.8). Ook hier is de rietstengellengte de afgelopen twee jaren afgenomen. Door de jaarlijkse winterse inundaties komen op de Pampusplaat slechts lage dichtheden van woelmuizen voor (figuur 7.7). Op de noordelijke platen is riet niet structuurbepalend en is er geen duidelijke relatie tussen riethoogte en muizendichtheid (Beemster 2020).

Muizenbeschikbaarheid voor roofvogels

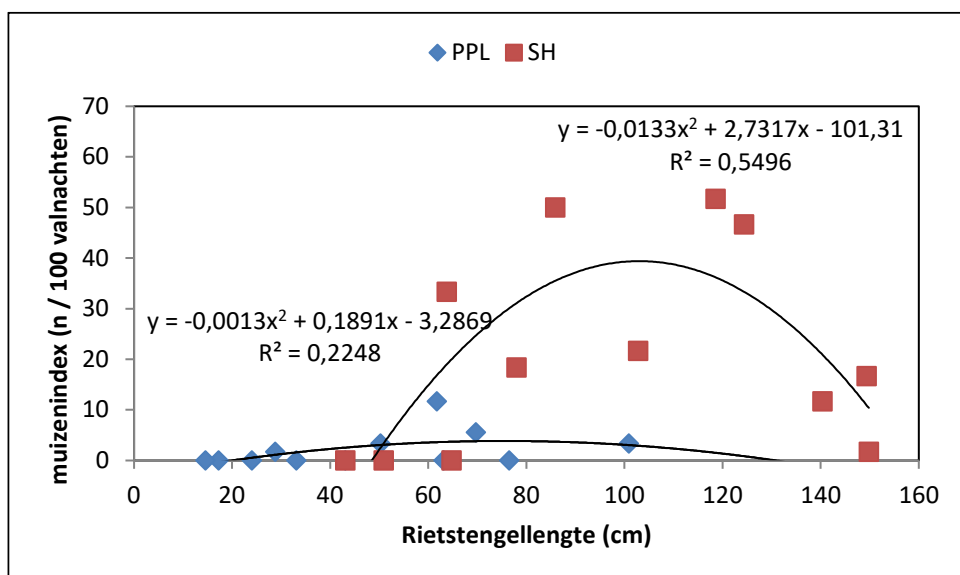
De muizenbeschikbaarheid voor roofvogels is niet hetzelfde als het muizenaanbod. In hoge en dichte vegetaties zijn muizen onder normale omstandigheden (niet plasdras en zonder inundatie) niet vangbaar voor roofvogels, in meer open vegetaties treden verschillen op tussen verschillende soorten roofvogels (zie later in dit hoofdstuk). Op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer wordt de structuur van de vegetatie op de hogere plaatdelen bepaald door riet. In hogere rietvegetaties is de bedekking van de vegetatie gemiddeld hoger (figuur 7.10). Voor de Blauwe Kiekendief is eerder op het hoge deel van de Schildhoek vastgesteld dat de soort bij voorkeur jaagt boven wat lagere rietvegetaties, waar de veldmuisdichtheid weliswaar lager is, maar de muizen waarschijnlijk beter vangbaar zijn (Beemster & Vulink 2013). Op de hogere delen van de noordelijke beweidde platen is riet van ondergeschikt belang (Beemster 2020). Hier is meestal Kruipwilg structuurbepalend. Omdat Kruipwilg weinig variatie in bedekking over de jaren laat zien, is het effect van vegetatiestructuur op de aanwezigheid van muizenetende roofvogels hier lastiger te onderzoeken dan op de zuidelijke platen.



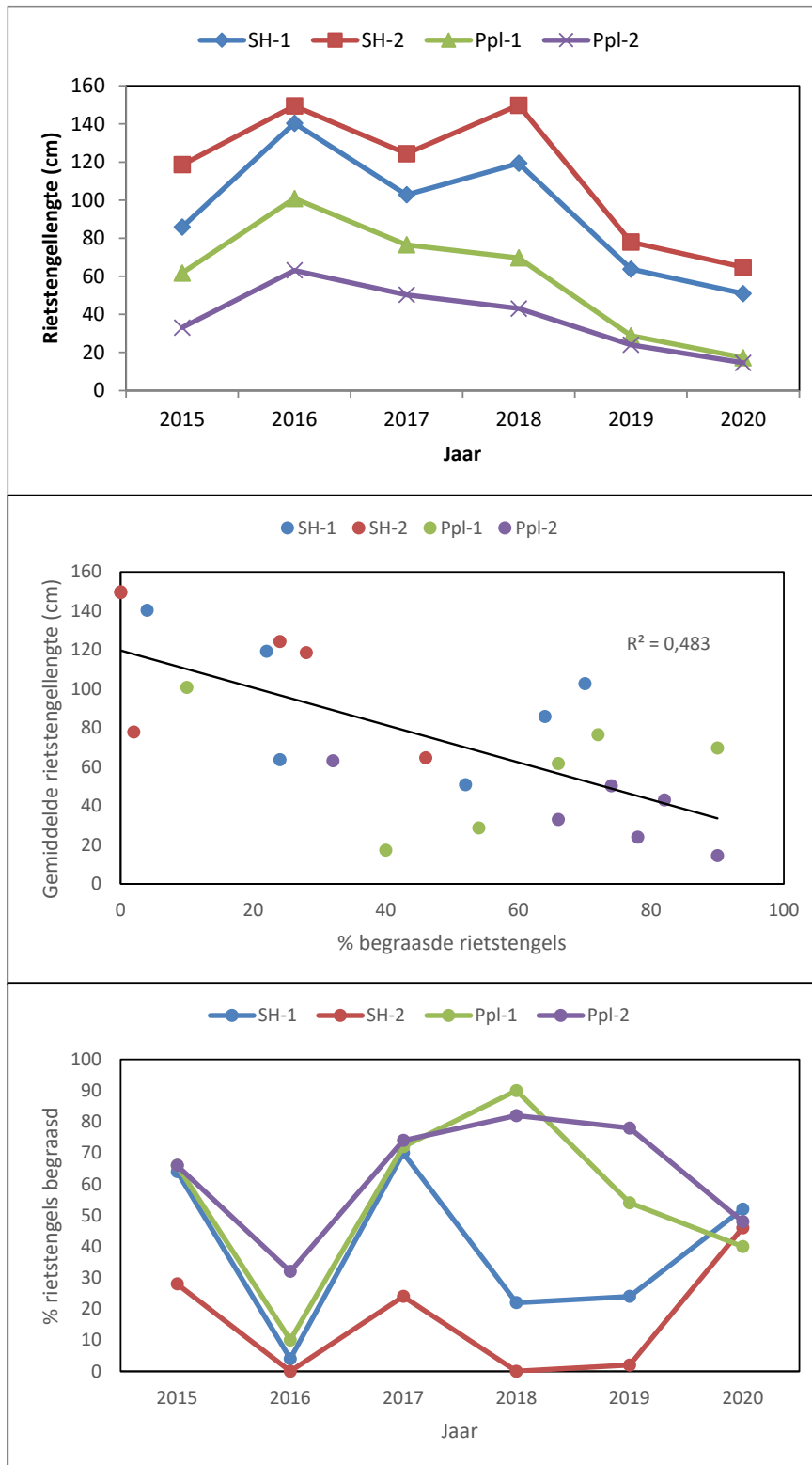
Figuur 7.6. Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2020.



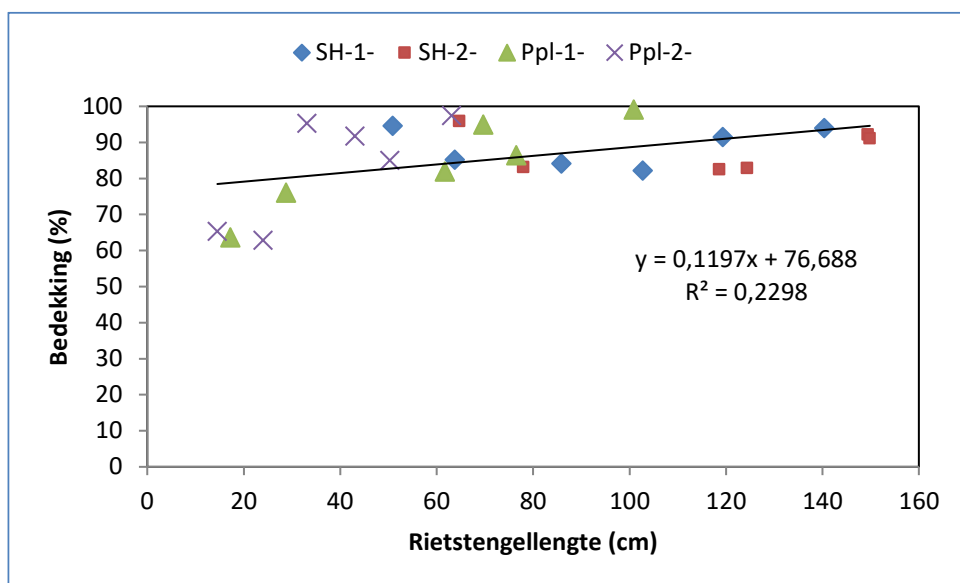
Figuur 7.7. Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de maximum inundatie in de voorgaande winter per muizenraai per gebied in het Lauwersmeer in de periode 2015-2020. De twee muizenraaien op de Schildhoek worden apart weergegeven (zie tekst).



Figuur 7.8. Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de gemiddelde rietstengellengte in muizenraaien op de zuidelijke platen (Schildhoek en Pampusplaat) in de periode 2015-2020.



Figuur 7.9. Gemiddelde rietstengellengte en het percentage begraasde rietstengels in muizenraaien op de Schildhoek en Pampusplaat in de periode 2015-2020. Boven: het verloop van de gemiddelde rietstengellengte per muizenraai in 2015-2020; Midden: relatie tussen rietstengellengte en het percentage begraasde rietstengels in 2015-2020; Onder: jaarlijkse variatie in het percentage begraasde rietstengels per muizenraai in 2015-2020.



Figuur 7.10. Gemiddelde bedekking van de vegetatie (%) in afhankelijkheid van de gemiddelde rietstengellengte in muizenraaien op de zuidelijke platen (Schildhoek en Pampusplaat) van het Lauwersmeer in de periode 2015-2020.

7.3.2. Muizenetende roofvogels

Karakterisering van de soorten

De belangrijkste muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer zijn Bruine Kiekendief, Blauwe Kiekendief, Grauwe Kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk en Velduil. Voor Bruine Kiekendief, Grauwe Kiekendief en Velduil zijn instandhoudingsdoelen opgesteld. In 2020 werd het instandhoudingsdoel voor geen van deze drie soorten gehaald (tabel 7.3).

Tabel 7.3. Instandhoudingsdoelen voor de Bruine Kiekendief, Grauwe Kiekendief en Velduil in Natura 2000-gebied Lauwersmeer. De instandhoudingsdoelen hebben betrekking op de draagkracht in aantal broedparen. Ook het aantal broedparen in 2020 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2020
Bruine Kiekendief	20	16
Grauwe Kiekendief	4	0
Velduil	1	0

In deze paragraaf wordt het voorkomen van de bovengenoemde muizenetende roofvogels tijdens de maandelijkse tellingen kort besproken, met name in de afgelopen twintig jaar en in detail voor de periode november 2019 - oktober 2020. Dat gebeurt ook voor de eventuele status als broedvogel.

Blauwe Kiekendief

De Blauwe Kiekendief is in het Lauwersmeer vooral een wintergast, met de hoogste aantallen in november - februari (figuur 7.12). In de periode 1998-2003 was de soort ook als broedvogel aanwezig (Kleefstra *et al.* 2016). Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen laat opvallende fluctuaties zien, met hogere aantallen in 2001/2002, 2005/2006, 2013/2014, 2019/2020 en 2020/2021 (figuur 7.13). Het gebied wordt ook gebruikt als slaapplek, deels door vogels die buiten het Lauwersmeer foerageren. Het aantal slapende vogels laat grote verschillen tussen winters zien. De winter 2020/2021 scoort laag (tabel 7.4). Het lijkt er op dat de geschiktheid van de omgeving van het Lauwersmeer voor foeragerende Blauwe kiekendieven van jaar op jaar sterker fluctueert dan die van het natuurgebied zelf. Op de platen van het Lauwersmeer foerageren in het winterhalfjaar vooral ringtails (vrouwtjes en onvolwassen vogels), in de omgeving van het Lauwersmeer naast ringtails ook veel mannetjes.

Tabel 7.4. Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat in de periode 2014/2015 - 2020/2021. Aantallen zijn gebaseerd op Waarneming.nl en eigen waarnemingen.

Winter	Maximum aantal slapende vogels
2014-2015	37
2015-2016	26
2016-2017	14
2017-2018	26
2018-2019	8
2019-2020	39
2020-2021	6

Bruine Kiekendief

De Bruine Kiekendief is de meest talrijk broedende roofvogel op de centrale platen van het Lauwersmeer. In het begin van de jaren '80 van de vorige eeuw waren maximaal meer dan 80 broedparen aanwezig, in de periode daarna is het aantal broedparen langzaam maar zeker afgenomen. Toenemende nestpredatie door Vossen heeft hierbij een belangrijke rol gespeeld (Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster & Mulder 2002). Mede onder invloed van de kolonisatie door Vos is het voedselaanbod van prooivogels waarschijnlijk afgenomen. In de periode 2000-2020 nam het aantal broedparen van de Bruine Kiekendief af van ca. 20-25 naar ca.15. In 2015 werden 13 broedparen geteld, in 2016 en 2017 16, in 2018 14, in 2019 17 en in 2020 16. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen vertoonde in deze periode dezelfde licht afnemende trend, waarbij het zeer muizenarme jaar 2016 in negatieve zin opvalt (figuur 7.11). Bruine kiekendieven zijn vooral aanwezig in de maanden april - augustus, met kleinere aantallen in maart en september. In de andere maanden van het jaar gaat het om geringe aantallen vogels. De aanwezigheid over het jaar was in 2020 tamelijk vergelijkbaar met die in de periode 2000-2019 (figuur 7.12).

Grauwe Kiekendief

Het aantal broedparen van de Grauwe Kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2020 sterk afgenomen (figuur 7.11). De afname kan vooral worden verklaard door een toenemende begrazingsdruk op de zuidelijke platen, waardoor deze als broedgebied minder geschikt zijn geworden. Mogelijk is ook het voedselaanbod afgenomen. Broedparen hebben zich verplaatst naar omliggende landbouwgebieden (Beemster & Wiersma 2020), maar foerageren nog steeds deels in het Natura 2000-gebied. Tijdens de maandelijkse tellingen worden nog steeds Grauwe kiekendieven waargenomen. Vooral in het muizenrijke jaar 2014 was sprake van een hoog jaarmaximum, maar ook 2017 was een relatief goed jaar (figuur 7.11). De foerageergebieden voor Grauwe kiekendieven zijn in de loop der jaren nauwelijks veranderd. Binnen het Lauwersmeer is het militaire oefenterrein in de Marnewaard al jarenlang het belangrijkste foerageergebied (Beemster 2019a, Beemster & Wiersma 2020). Verder worden ook het agrarische gebied en de beweide platen van het Lauwersmeer gebruikt als foerageergebied. De soort is vooral aanwezig van mei tot en met augustus.

Buizerd

Op de centrale platen van het Lauwersmeer worden de laatste jaren ca. 10-15 broedparen van de Buizerd vastgesteld. In 2016 waren er 9 broedparen, in 2017 10, in 2018 6, in 2019 16 en in 2020 12. In muizenrijke jaren (2017, 2019) is het aantal broedparen op de platen dus hoger dan in muizenarme jaren. Buiten het centrale platengebied broeden ook nog verschillende paren. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk stabiel maar variabel, met aantallen tussen de 40 en 90 vogels (figuur 7.13). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar (figuur 7.12), mogelijk mede doordat pleisterende vogels dan minder opvallen.

Ruigpootbuizerd

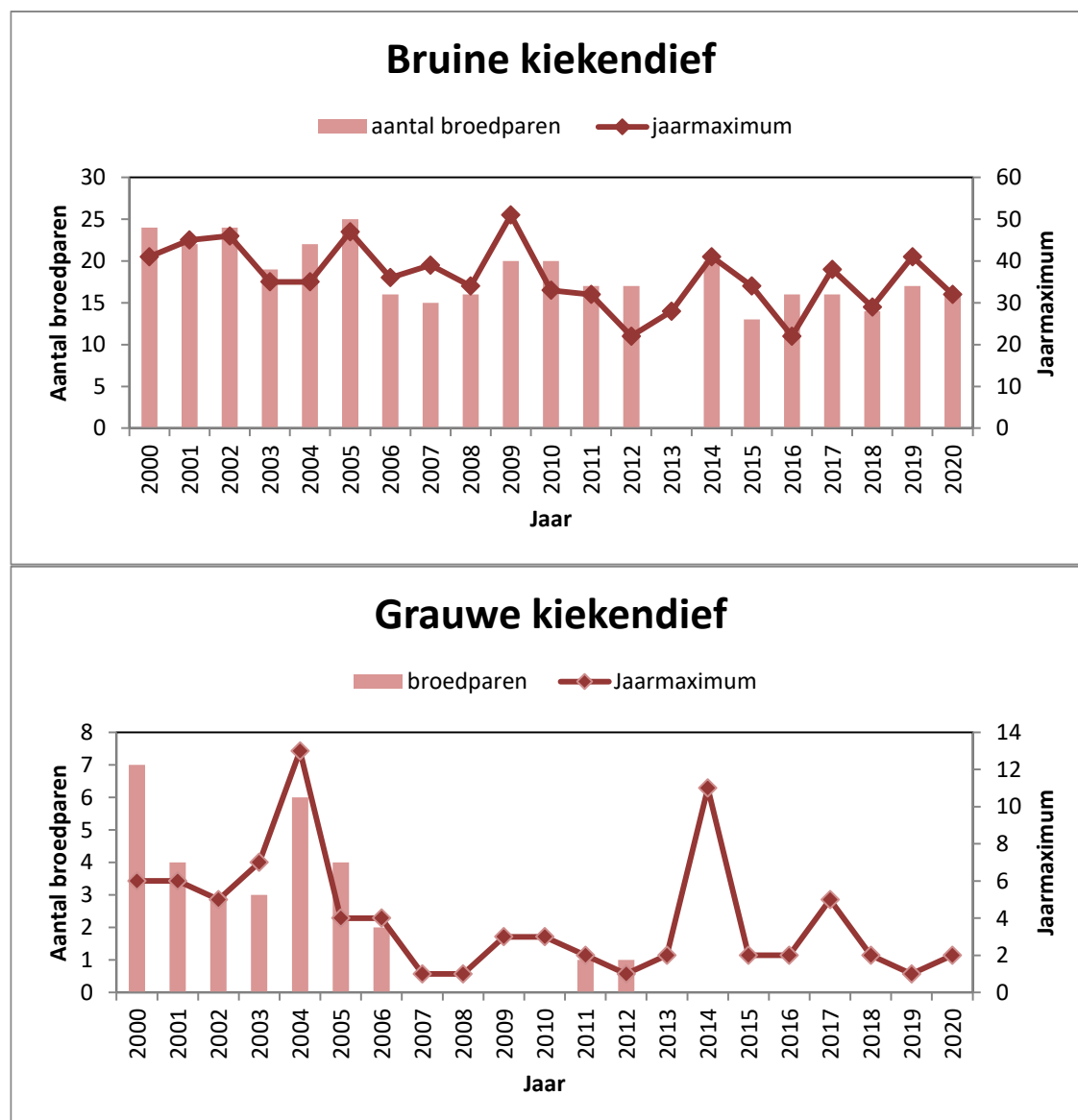
Sinds de jaren tachtig, toen regelmatig meer dan twintig overwinterende Ruigpootbuiszards geteld werden (Beemster 1994), is de soort sterk in aantal afgenomen. In de laatste vijftien winters ging het meestal maar om enkele overwinteraars, met iets grotere aantallen in 2011/2012, 2012/2013 en 2018/2019; in oktober 2020 waren acht Ruigpootbuiszards kortdurend aanwezig in de Marnewaard, waarvan zes vogels samen met achttien Buiszards waarschijnlijk bij aas (figuur 7.13). De dagen voor de oktobertelling van 2020 is er in Nederland uitzonderlijk massale trek van Buiszardachtigen waargenomen (Waarneming.nl). Ruigpootbuiszards zijn vooral aanwezig in de maanden november tot en met maart.

Torenvalk

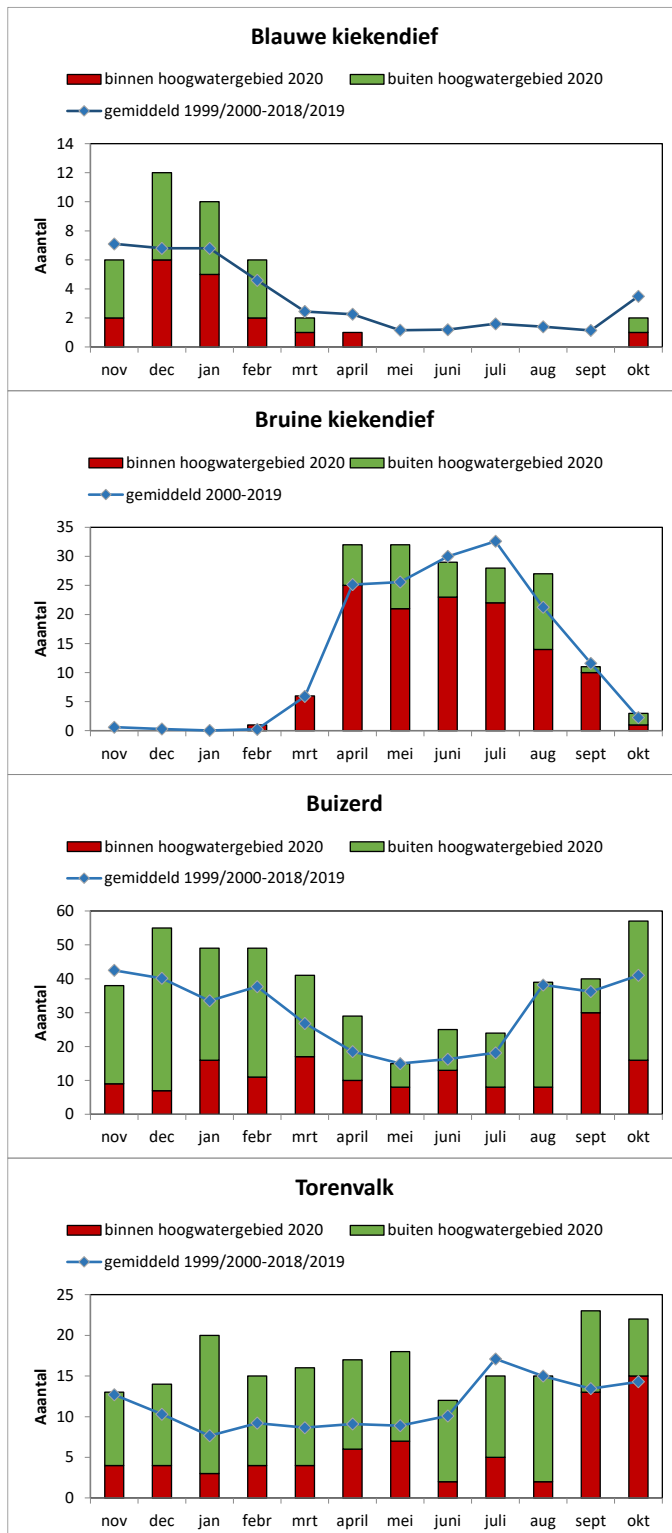
Op de centrale platen van het Lauwersmeer varieerde het aantal broedparen van de Torenvalk in de periode 2000-2020 tussen 0 en 11. Daarbuiten broeden ook nog verschillende paren. In 2015 bedroeg het aantal broedparen op de centrale platen 7, in 2016 en 2017 4, in 2018 3 en in 2019 en 2020 weer 4. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk variabel en licht afnemend (figuur 7.13). Dit sluit aan bij de afnemende trend van de Torenvalk in Nederland (SOVON.nl). De hoogste aantallen worden gewoonlijk geteld in juli en augustus, vlak na het uitvliegen van de jonge vogels. Afgelopen jaar werden de hoogste aantallen geteld in september – oktober 2020 (figuur 7.12).

Velduil

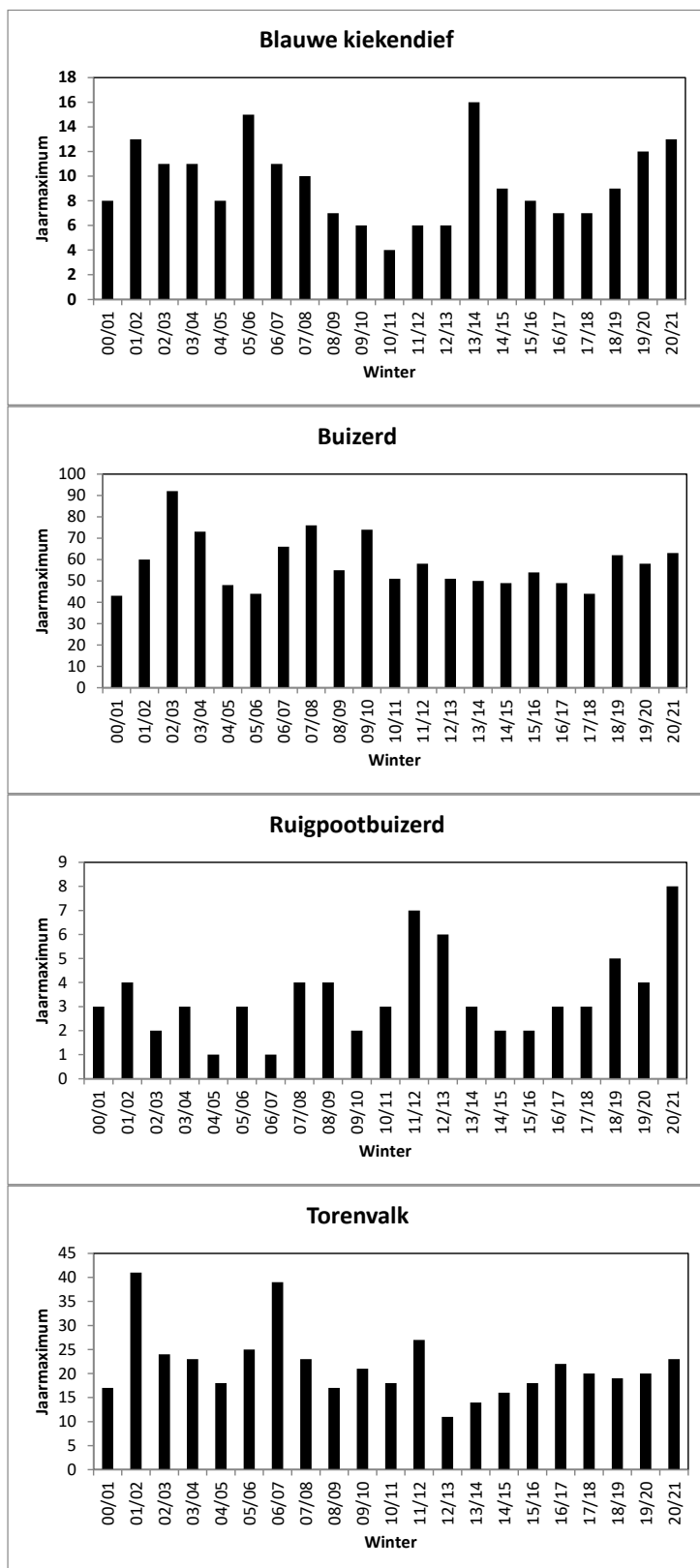
Tot en met 1993 was de Velduil een jaarlijkse broedvogel in het Lauwersmeer, met als maximum 18 broedparen in 1989. De meeste paren broedden eind jaren tachtig, begin jaren negentig in het militaire oefenterrein in de Marnewaard (Beemster & Wiersma 2020), dus buiten het huidige Natura 2000-gebied. Na 1993 is de Velduil een onregelmatige broedvogel geworden, met een zeker broedgeval in 1998 en mogelijke broedgevallen in 2002 en 2003. Sinds die tijd worden ook tijdens de maandelijkse tellingen weinig Velduilen meer waargenomen, vrijwel altijd in het winterhalfjaar en meestal op de noordelijke platen, in de Ezumakeeg, de Bantpolder of de Marnewaard. In de periode november 2019 - oktober 2020 zijn tijdens de maandelijkse tellingen geen Velduilen waargenomen.



Figuur 7.11. Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Grauwe Kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2020. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.



Figuur 7.12. Het aantal per maand getelde roofvogels van de algemeenste soorten in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020. Vogels binnen en buiten het hoogwatergebied zijn apart weergegeven. Ter vergelijking is het gemiddeld aantal vogels per maand in de periode 1999/2000-2018/2019 (Blauwe Kiekendief, Buizerd, Torenvalk) of in de periode 2000-2019 (Bruine Kiekendief) weergegeven.

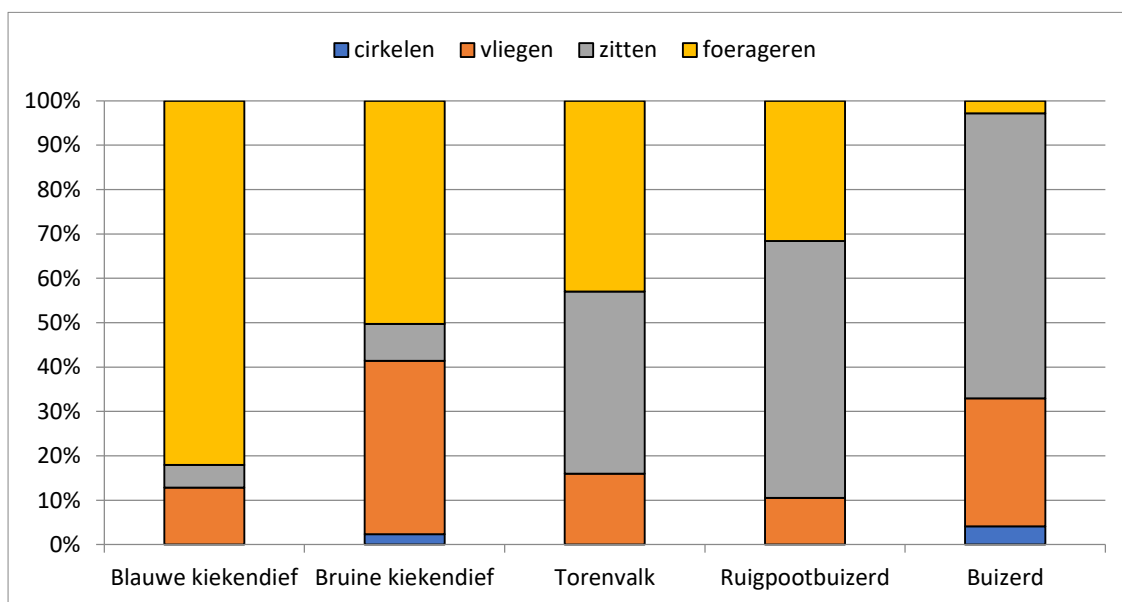


Figuur 7.13. Jaarmaximum van Blauwe Kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenavalk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000/2001-2020/2021. Een jaar loopt van juli - juni, in 2020/2021 zijn de tellingen tot en met januari 2021 meegenomen.

Jaagverspreiding tijdens de maandelijkse tellingen in november 2019 – oktober 2020

Jagende vogels geven het beste aan waar roofvogels in een gebied prooi vinden. In deze paragraaf worden daarom alleen (vliegend) jagende roofvogels gebruikt om te analyseren welke deelgebieden als voedselgebied van belang zijn. De analyse is uitgevoerd voor de meest talrijk voorkomende muizenetende roofvogels: Blauwe Kiekendief, Bruine Kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenvalk.

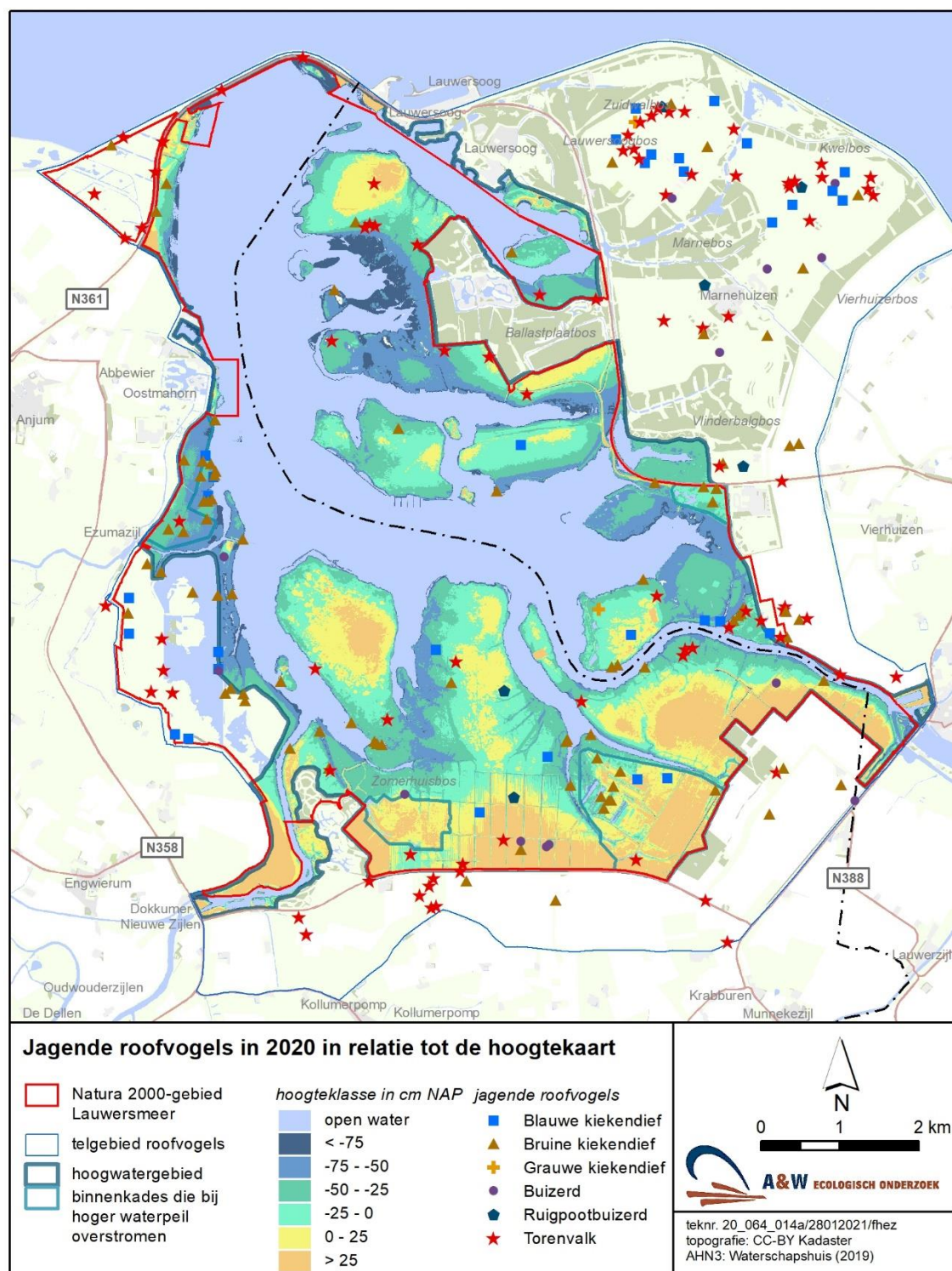
Het percentage jagende vogels laat grote verschillen zien tussen de soorten. Van de meest algemene muizenetende roofvogels is het percentage jagende vogels het hoogst voor de Blauwe Kiekendief en het laagst voor de Buizerd, terwijl Bruine Kiekendief, Torenvalk en Ruigpootbuizerd een intermediaire positie innemen (figuur 7.14). Verschillen tussen soorten kunnen in de eerste plaats worden verklaard door de geprefereerde jaagwijze: vliegend jagen voor kiekendieven, afwisselend vliegend en uit zit jagen voor Torenvalk en Ruigpootbuizerd en vooral uit zit jagen voor de Buizerd. In de tweede plaats is er een verschil tussen broedvogels en niet-broedvogels: broedvogels, vooral vrouwtjes, besteden meer tijd aan andere activiteiten dan jagen. Dat geldt ook voor pas uitgevlogen jonge vogels. In de derde plaats is ook de zitplaatskeuze van belang: kiekendieven zitten, in tegenstelling tot Torenvalk, Ruigpootbuizerd en Buizerd, vaak op de grond en zijn dan minder goed zichtbaar. Het percentage jagende vogels per soort in 2020 lijkt sterk op dat in voorgaande jaren.



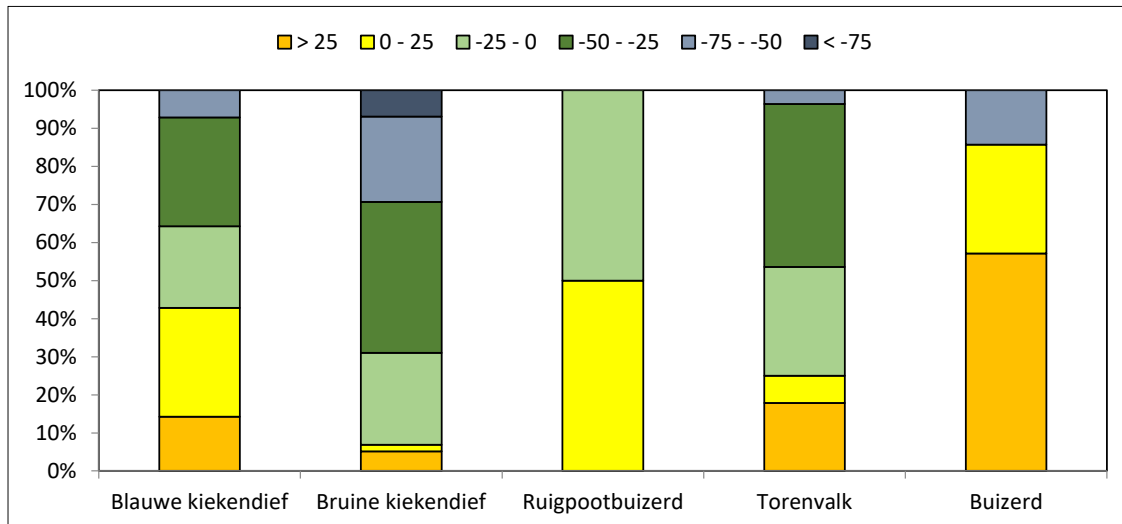
Figuur 7.14. Onderscheiden gedragingen van de meest algemene muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020. Het aantal waargenomen vogels per soort in deze periode bedraagt: Blauwe Kiekendief (n=39), Bruine Kiekendief (n=169), Torenvalk (n=200), Ruigpootbuizerd (n=19) en Buizerd (n=461).

Effect van maaiveldhoogte

Figuur 7.15 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2019 - oktober 2020 jagend zijn waargenomen in relatie tot maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie). De soorten laten binnen het hoogwatergebied (en zonder gebieden die omgeven zijn door binnenkades die pas bij een hoger waterpeil overstroomd) een verschillende verdeling zien (figuur 7.16). De Buizerd komt vooral voor bij een maaiveldhoogte boven -25 cm NAP, terwijl de andere soorten vooral beneden die maaiveldhoogte voorkomen. In vergelijking met voorgaande jaren kwam de Blauwe kiekendief in 2020 relatief veel hoger op de plaat voor en de Torenvalk juist relatief veel lager op de plaat.



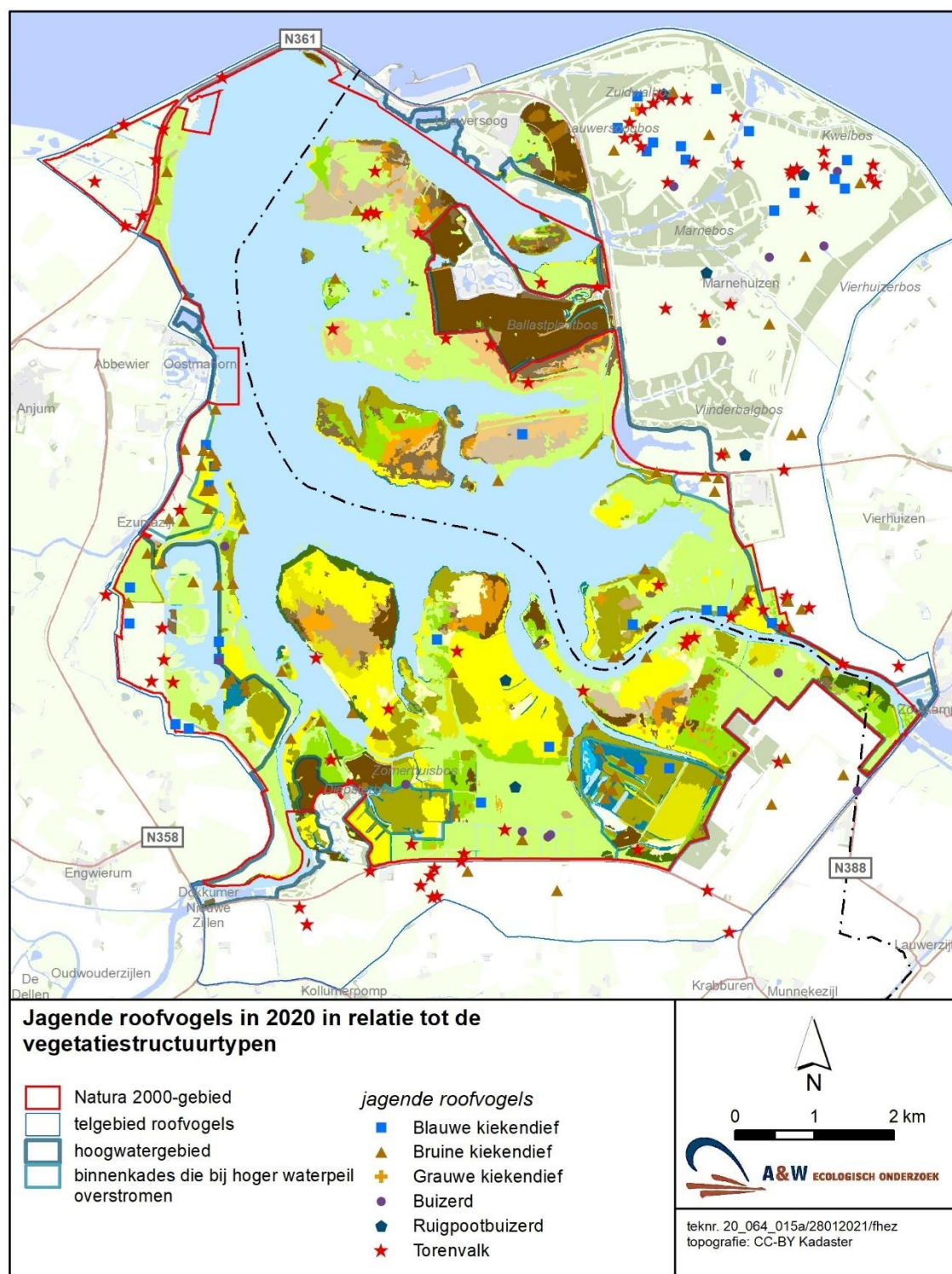
Figuur 7.15. De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020 in relatie tot maaiveldhoogte. De hoogtekkaart is alleen weergegeven voor het hoogwatergebied.



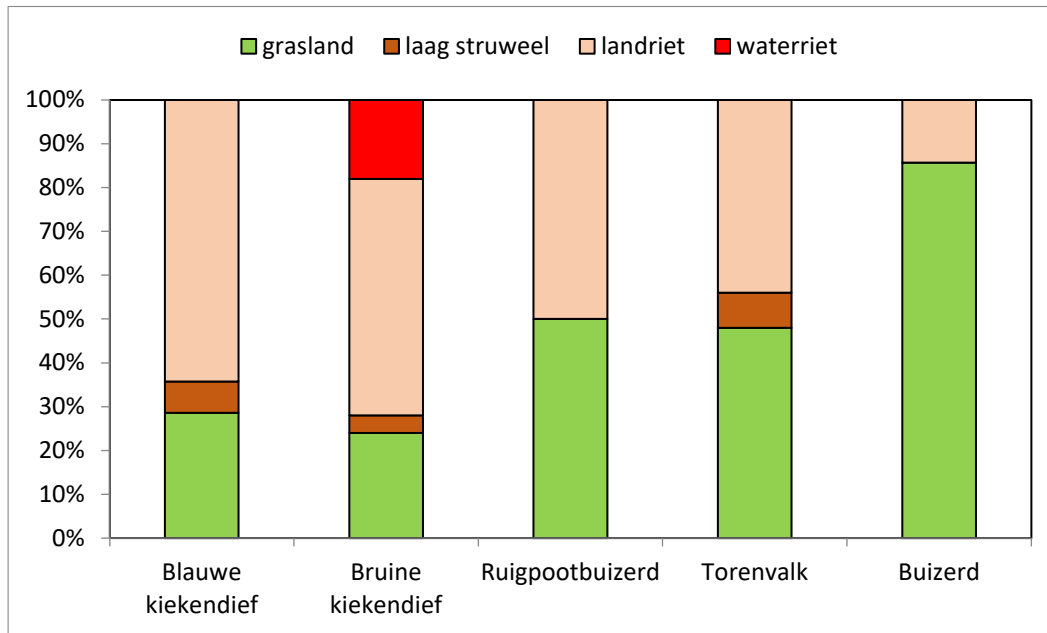
Figuur 7.16. Het voorkomen van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot maaiveldhoogte (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in november 2019 - oktober 2020 bedraagt: Blauwe Kiekendief (n=14), Bruine Kiekendief (n=58), Ruigpootbuizerd (n=2), Torenvalk (n=28) en Buizerd (n=7).

Effect van vegetatiestructuurtype

Figuur 7.17 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2019 - oktober 2020 jagend zijn waargenomen in relatie tot vegetatiestructuurtype. De soorten blijken onderling te verschillen in hun voorkeur voor vegetatiestructuurtypen: Blauwe en Bruine Kiekendief, en ook Ruigpootbuizerd jagen deels boven grasland en deels boven (soms open) landrietvegetaties, Torenvalk en Buizerd jagen vooral boven grasland (figuur 7.18). In vergelijking met voorgaande jaren jaagden alle soorten roofvogels relatief veel boven grasland en minder boven landriet en laag struweel.



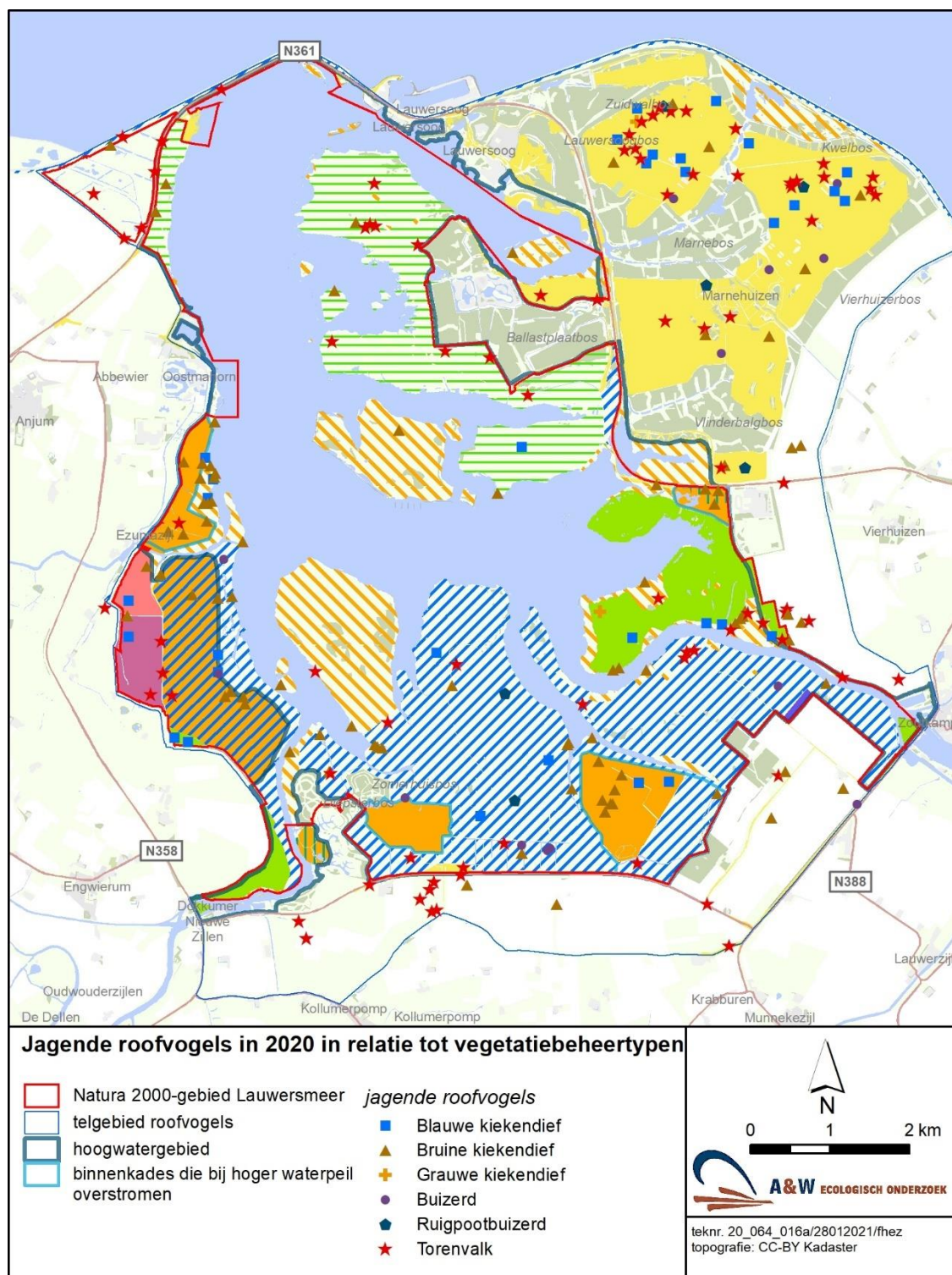
Figuur 7.17. De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020 in relatie tot de vegetatiestructuurtypen. De legenda van de vegetatiestructuurtypen is te vinden in figuur 7.5.



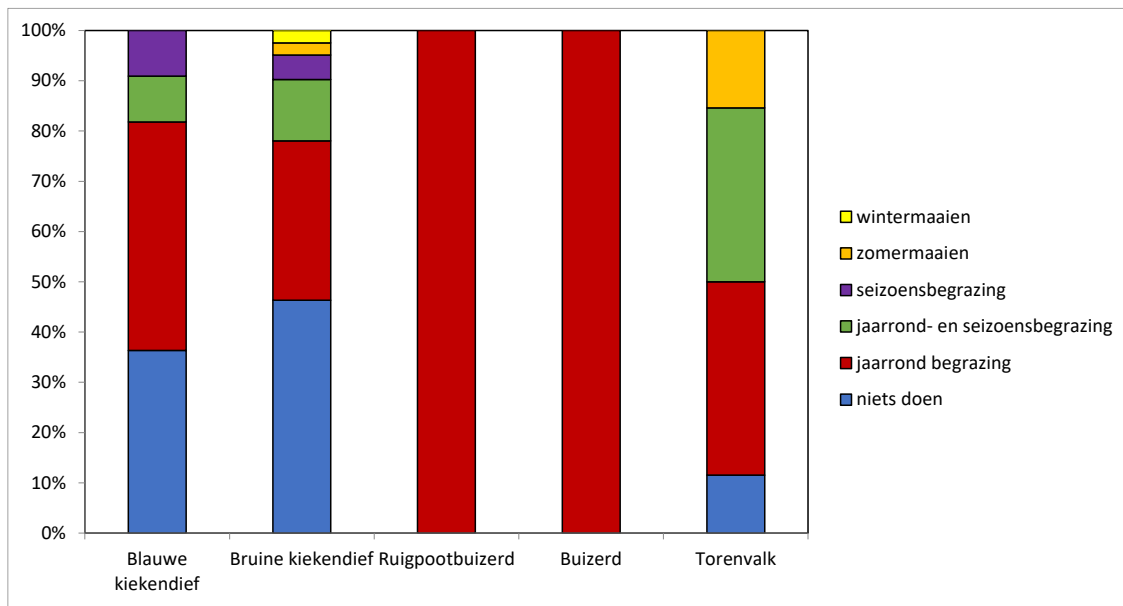
Figuur 7.18. De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiestructuurtype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in november 2019 - oktober 2020. Verschillende vegetatiestructuurtypen zijn daartoe samengevoegd. Voor een overzicht van de aanwezige vegetatiestructuurtypen zie figuur 7.5. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen het hoogwatergebied in deze periode bedraagt: Blauwe Kiekendief ($n=14$), Bruine Kiekendief ($n=50$), Ruigpootbuizerd ($n=2$), Torenavalk ($n=25$) en Buizerd ($n=7$).

Effect van vegetatiebeheer

Figuur 7.19 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2019 - oktober 2020 jagend zijn waargenomen in relatie tot vegetatiebeheer. Blauwe Kiekendief, Bruine Kiekendief jagen verspreid over de verschillende beheertypen. Dat geldt ook voor Torenavalk. Op een uitzonderlijke waarneming in de oeverzone van de Sennerplaat na ontbreekt de Torenavalk in gebiedsdelen zonder vegetatiebeheer. De soort heeft in vergelijking met de kiekendieven een voorkeur voor meer intensieve beheertypen. Ruigpootbuizerd en Buizerd zijn alleen jagend waargenomen in jaarrondbeweide gebiedsdelen, al waren de aantallen van beide soorten erg klein (figuur 7.20). Al met al was de verdeling van roofvogels over de verschillende vegetatiebeheertypen ongeveer gelijk aan die in voorgaande jaren.



Figuur 7.19. De verspreiding van foeragerende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020 in relatie tot de vegetatiebeheertypen. De legenda van de vegetatiebeheertypen is te vinden in figuur 7.4.



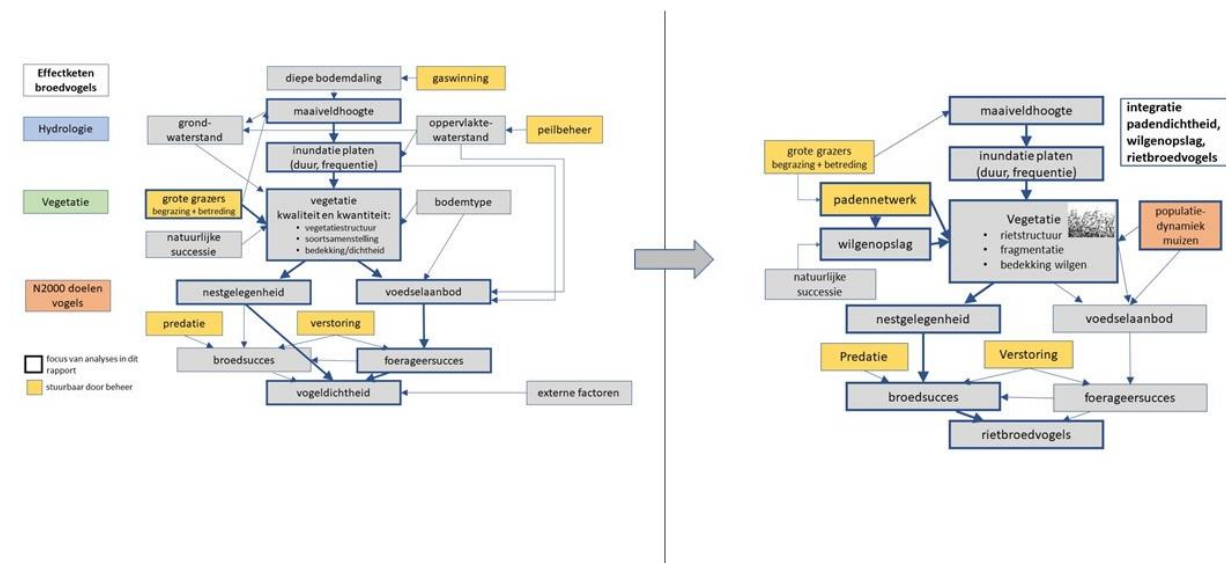
Figuur 7.20. De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiebeheertype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2019 - oktober 2020. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Vegetatiebeheertypen zijn globaal gerangschikt naar de intensiteit van het beheer. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in deze periode bedraagt: Blauwe Kiekendief (n=14), Bruine Kiekendief (n=41), Ruigpootbuizerd (n=2), Buizerd (n=6) en Torenvalk (n=25).

8. Integratie: Effecten van padendichtheid en wilgenbedekking in rietvegetaties op de verspreiding van broedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels

Nico Beemster, Inge Kok, Marijke Bekkema

Rietvegetaties zijn het belangrijkste broedgebied voor Natura 2000-broedvogels in het Lauwersmeer (Kleefstra *et al.* 2020) en een belangrijk foerageergebied voor muizenetende roofvogels (Beemster & Vulink 2013, Beemster 2020). Het merendeel van de rietvegetaties komt voor op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer (figuur 7.5). In dit deel van het Lauwersmeer is de bodem gemiddeld wat lutumrijker dan op de noordelijke, zandige platen en is riet de overheersende plantensoort. In de rietvegetaties vindt in toenemende mate vestiging van (vooral) wilgen (vooral Grauwe wilg) plaats. Op termijn zullen daardoor veel rietvegetaties veranderen in wilgenbos. De huidige wilgenbossen, vooral ontkiemd in de jaren '70 en '80, bestaan vooral uit Schietwilg.

Om een eventueel effect van bodemdaling en daarmee vernatting op rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels in rietvegetaties vast te stellen, dienen ook de effecten van andere factoren dan bodemdaling in beeld te worden gebracht. Voor de geselecteerde vogelsoorten zijn dat vooral rietstructuur en de ontwikkeling van wilgenstruweel. Rietstructuur (hoogte, dichtheid) en mogelijk ook de ontwikkeling van wilgenstruweel worden beïnvloed door begrazing van grote grazers (figuur 8.0). Naar verwachting is riethoogte en rietdichtheid in rietvegetaties negatief gecorreleerd met padendichtheid. In dat geval kan padendichtheid worden gebruikt als proxy voor rietstructuur. Voor wilgenopslag in rietvegetaties in het Lauwersmeer is voornamelijk onduidelijk of die door begrazing van grote grazers wordt geremd of juist wordt gestimuleerd.



Figuur 8.0. Schematische weergave van de focus van hoofdstuk 8 op de invloed van het padennetwerk en wilgenopslag op de rietvegetatie en de doorwerking op rietbroedvogels (rechts) en de inbedding in de effectketen broedvogels (links).

In 2019 is een verkennende studie uitgevoerd naar de ontwikkeling van het (vee)padennetwerk en van de wilgenbedekking in een beperkt aantal 50x50 meterhokken in rietvegetaties op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer. Het bleek goed mogelijk te zijn om de ontwikkeling van het padennetwerk en de wilgenopslag in een beeld te brengen door luchtfoto's van het gebied nauwkeurig te bekijken. Daarom is het onderzoek in 2020 uitgebreid naar het gehele zuidelijke platengebied (de onbeweide Sennerplaat, de jaarrondbeweide Blikplaat en Zoutkamperplaat, en de seizoensbeweide Schildhoek). De padendichtheid en ook de mate van wilgenopslag kunnen op deze manier gekoppeld worden aan de broedverspreiding van rietvogels en de foerageerverspreiding van muizenetende roofvogels. Door

middel van “groundtruthing” is gecontroleerd of de padendichtheid inderdaad een maat is voor de structuur van de rietvegetatie. Rietvegetaties in moerasontwikkelingsgebieden, de belangrijkste broedplaats voor Roerdomp en Porseleinhoen, zijn bij de analyse buiten beschouwing gelaten.

De belangrijkste vragen in het onderzoek zijn:

- Op welke manier is de dichtheid van rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels gerelateerd aan de padendichtheid (en daarmee structuur van de rietvegetatie) en de bedekking van wilgen?
- Is de dichtheid van rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels op lagere plaatdelen - die vaker overstromen – , bij dezelfde padendichtheid, wilgenbedekking, bodemtype en deelgebied / type beheer, anders dan op hogere plaatdelen? Deze vraag is relevant omdat gaswinning leidt tot bodemdaling en daarmee regelmatig overstromingen van de lagere plaatdelen.

8.1. Ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers en wilgenopslag in rietvegetaties

Nico Beemster, Inge Kok, Marijke Bekkema

Methode

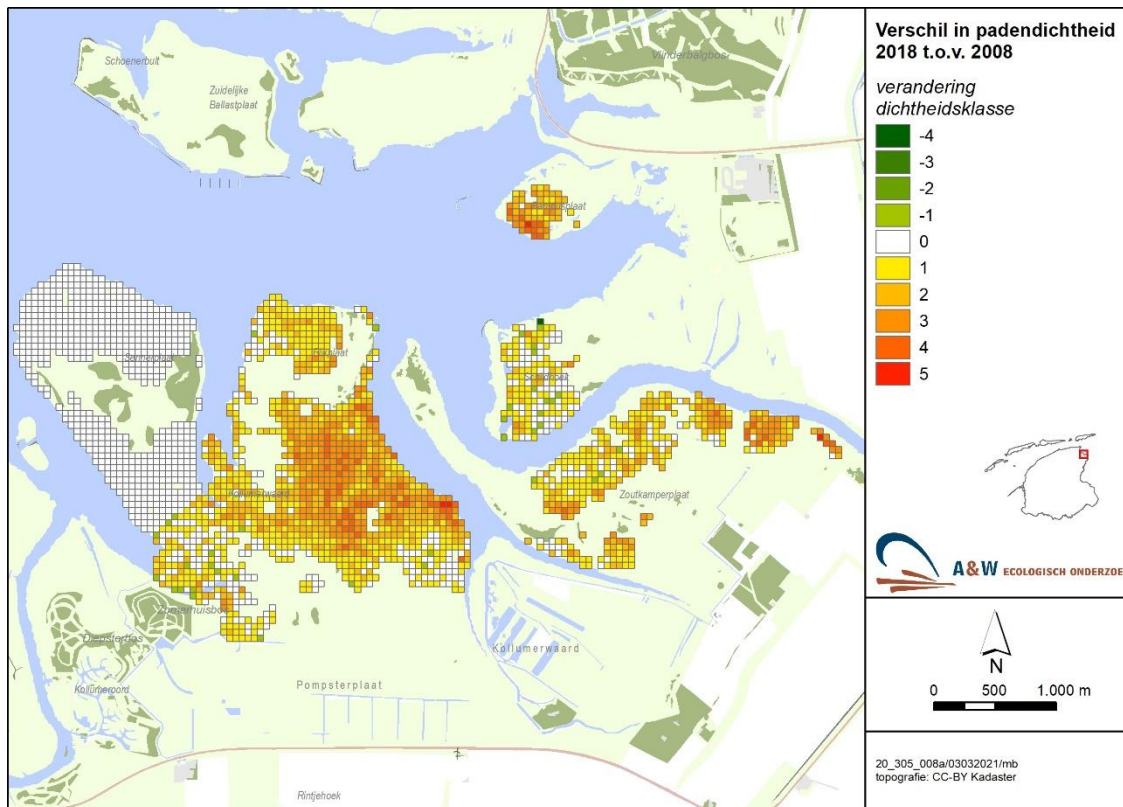
Het padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties op de zuidelijke platen is in beeld gebracht voor de jaren 2008 en 2018. Uit deze jaren zijn relatief goede luchtfoto's beschikbaar. De foto van 2008 was een winterbeeld, dus van voor 23 april, de exacte datum viel niet te achterhalen. De foto uit 2018 is gemaakt op 6 april. Voor de begrenzing van de rietvegetatie in 2018 is gebruik gemaakt van de vegetatiestructuurkaart uit hetzelfde jaar (zie figuur 7.5), voor de begrenzing van de rietvegetatie in 2008 is de vegetatiestructuurkaart van 2005 gebruikt (Beemster & Bijkerk 2006). De vegetatiestructuurkaart van 2005 was relatief eenvoudig van opzet en bovendien gemaakt drie jaar voor 2008, in welke periode veranderingen in het padennetwerk en bedekking van wilgen kunnen zijn opgetreden. Deze omissie kan de resultaten hebben beïnvloed.

Over de kaarten is een raster van 50x50 meter gelegd. De totale oppervlakte per vak is daarmee 2500 m². De dichtheid van paden en de bedekking van wilgen in de rietvegetaties is in beeld gebracht door deze per 50x50 metervak handmatig te scoren. In elk vak is het aantal veepadten geteld door van links naar rechts of van boven naar onder het vakje te doorkruisen. Wanneer de rietvegetatie niet 100% van het rietvak bedekte, is het aantal paden veelal over een afstand van minder dan 50 meter geteld. De bedekking van wilgen is geschat voor het deel met rietvegetatie. Vakken met een oppervlak van minder dan 500 m² riet zijn niet meegenomen in de analyse, omdat metingen hierin - en zeker veranderingen van 2008 naar 2018 - niet betrouwbaar worden geacht. Uiteindelijk is de analyse uitgevoerd voor 2985 vakken in 2008, 2590 vakken in 2018 en 2403 vakken met zowel in 2008 als 2018 rietvegetatie.

Ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties

In de loop van de periode 2008-2018 is de dichtheid van veepadten in de begraasde beheertypen aanzienlijk toegenomen (figuur 8.1). In de jaarrondbeweidingsseenheden Zoutkamperplaat en Kollumerwaard (Blikplaat en het zuidelijke deel van de Sennerplaat) was de toename groter dan in de seizoensbeweidingsseenheid Schildhoek/Pampusplaat (figuren 8.2 en 8.3). Op de jaarrond beweidde platen kan de toename van de padendichtheid van 2008 naar 2018 (in ieder geval deels) worden verklaard door een toename van de beweidsdichtheid (figuren 1.1 en 1.2), op de seizoensbeweidde Schildhoek / Pampusplaat is dat niet het geval; in dit gebied is de beweidsdichtheid in de loop der jaren gelijk gebleven (tabel 1.1). Alternatieve verklaringen voor de toename van de padendichtheid zijn variatie in plantaardige productie (van vooral grassen; Beemster *et al.* 1989) en concurrentie met andere herbivoren (met name Brandgans; dit speelt mogelijk vooral op de seizoensbeweidde Schildhoek / Pampusplaat, waar het aantal pleisterende Brandganzen in de periode 2008-2018 vooral in het voorjaar sterk is toegenomen (Kleefstra *et al.* 2020)).

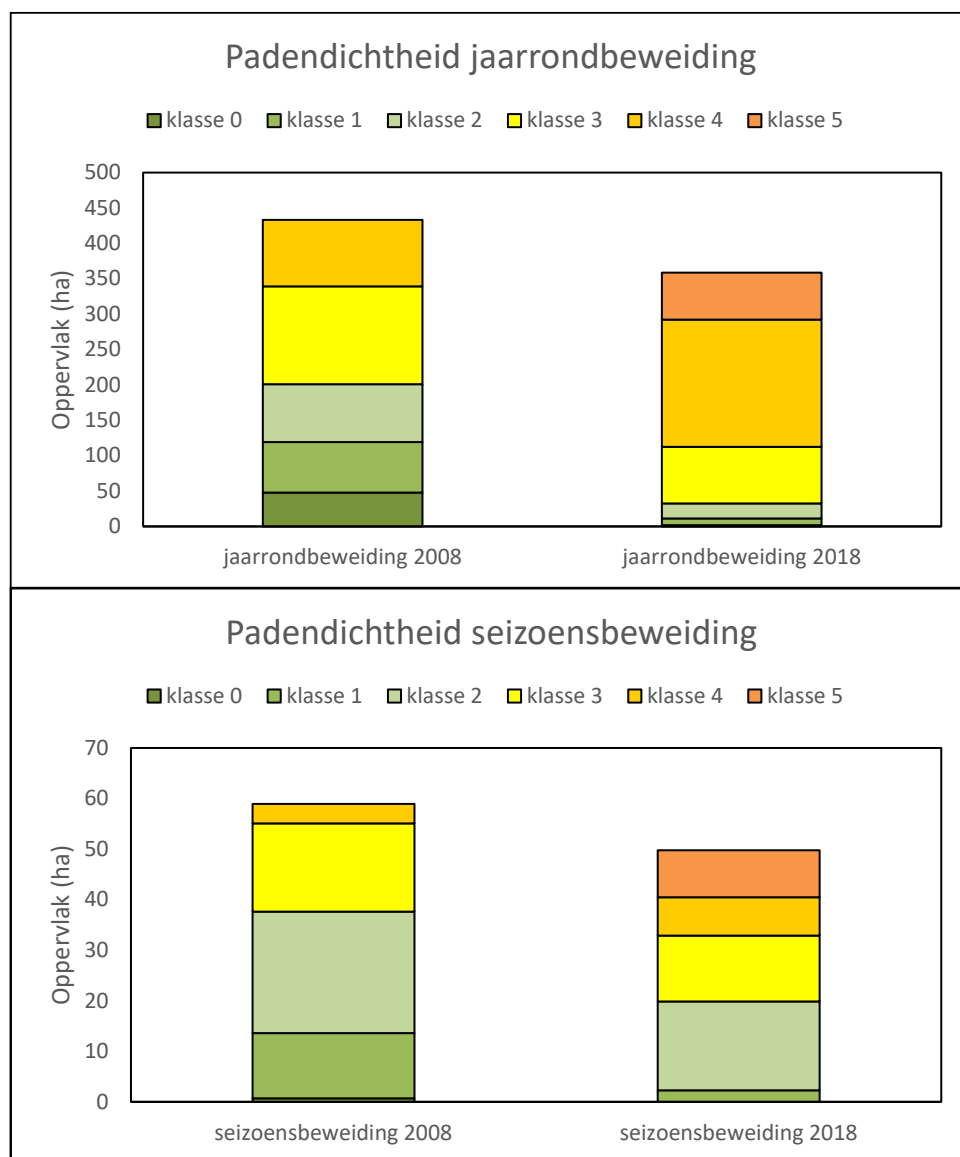
In de jaarrondbeweidingsseenheid Kollumerwaard (met daarin de Blikplaat en zuidelijke, beweidde deel van de Sennerplaat) zijn de grootste veranderingen in padendichtheid opgetreden (figuren 8.1. en 8.2). In 2008 was op het centrale deel van de Blikplaat nog een aanzienlijk oppervlak onbetreden rietvegetatie aanwezig. In de periode 2008-2018 is dat verdwenen. Alleen op het zuidelijk deel van de Sennerplaat is nu nog een groter oppervlak licht betreden rietoppervlak aanwezig. Het padennetwerk op de Zoutkamperplaat was in 2008 al relatief intensief en is sindsdien nog iets intensiever geworden. Op de Schildhoek / Pampusplaat was het padennetwerk in 2008 relatief extensief. Sindsdien is het



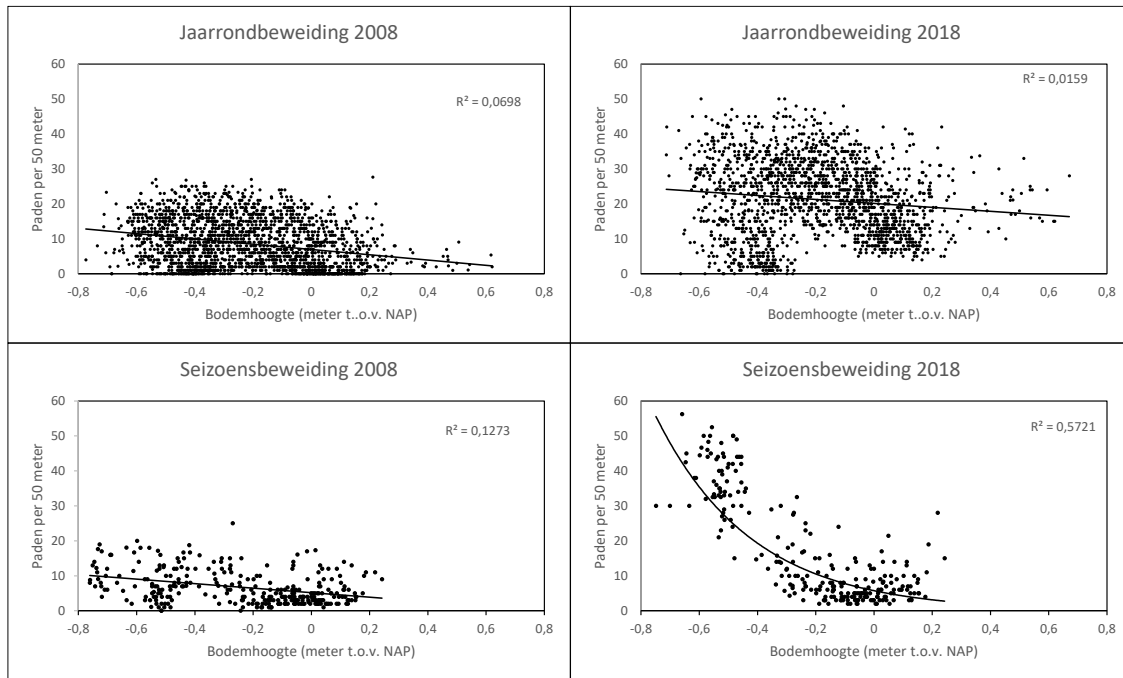
Figuur 8.2. Het verschil in padendichtheid in rietvegetaties op een deel van de zuidelijke platen in 2018 t.o.v. 2008.

In figuur 8.3 is te zien dat het oppervlak rietvegetatie op de jaarondbeweide en seizoensbeweide platen in de periode 2008-2018 is afgenomen. Een deel van de vakken met rietvegetatie in 2008 is veranderd in grazige vegetatie of juist wilgenbos in 2018 (niet zichtbaar in de figuren).

In zijn algemeenheid is de padendichtheid op de lagere plaatdelen hoger dan op de hogere plaatdelen, mogelijk omdat de lagere plaatdelen gemiddeld genomen een zwaardere bodem hebben en daardoor productiever zijn. Op de seizoensbeweide platen – en vooral in 2018 – is dit opvallender dan op de jaarondbeweide platen (figuur 8.4).



Figuur 8.3. Het oppervlak rietvegetatie per padendichtheidsklasse op een deel van de zuidelijke platen per in 2008 en 2018. Boven jaarrondbeweiding, onder seizoensbeweiding. Voor de indeling van padendichtheidsklassen zie figuur 8.1.



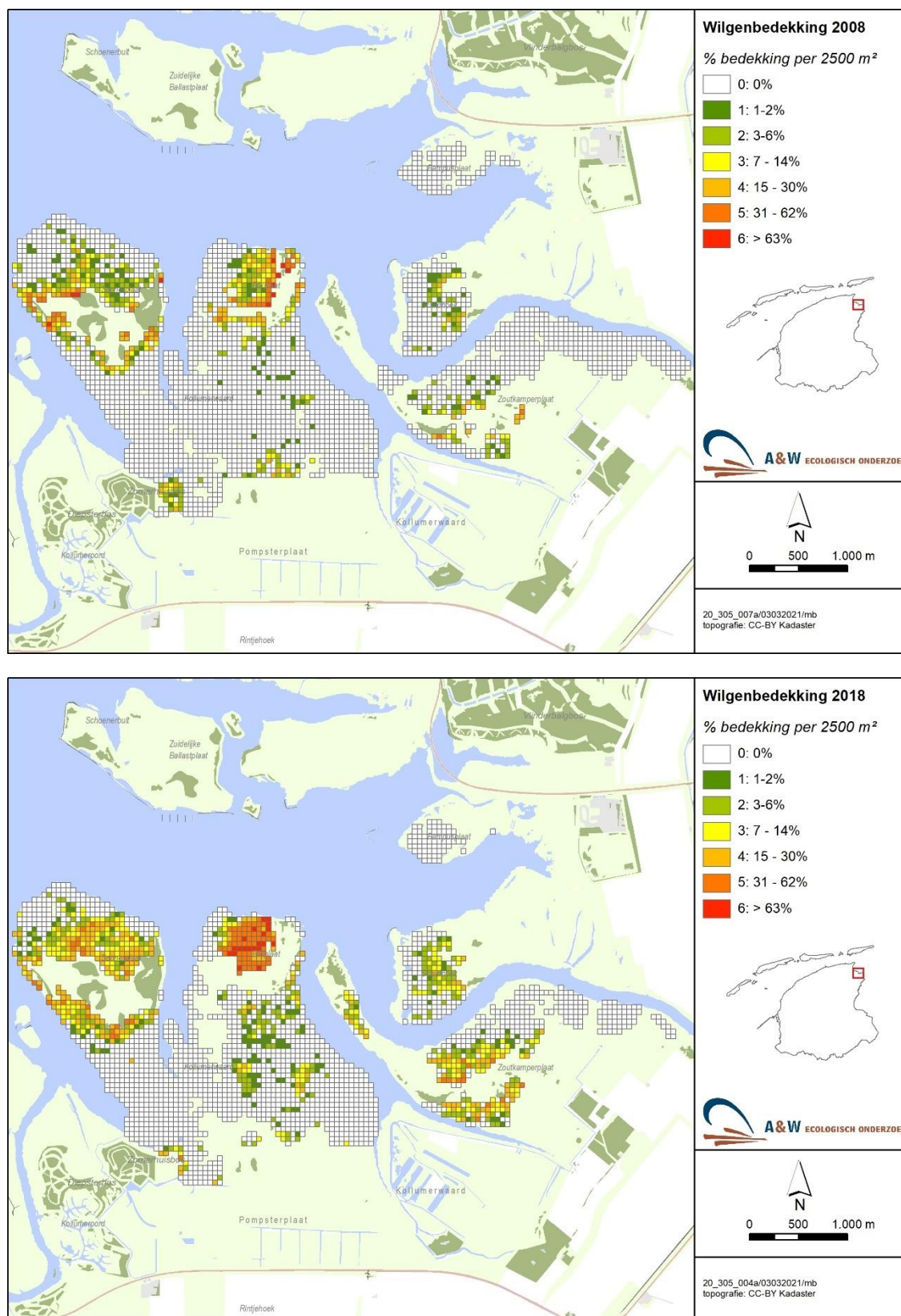
Figuur 8.4. De padendichtheid in rietvegetaties in afhankelijkheid van de bodemhoogte op jaarrondbeweide en seizoensbeweide platen in het zuidelijk deel van het Lauwersmeer in 2008 en 2018. Boven jaarrondbeweiding, onder seizoensbeweiding. Elk punt is één rietvak.

Ontwikkeling van de wilgenbedekking in rietvegetaties

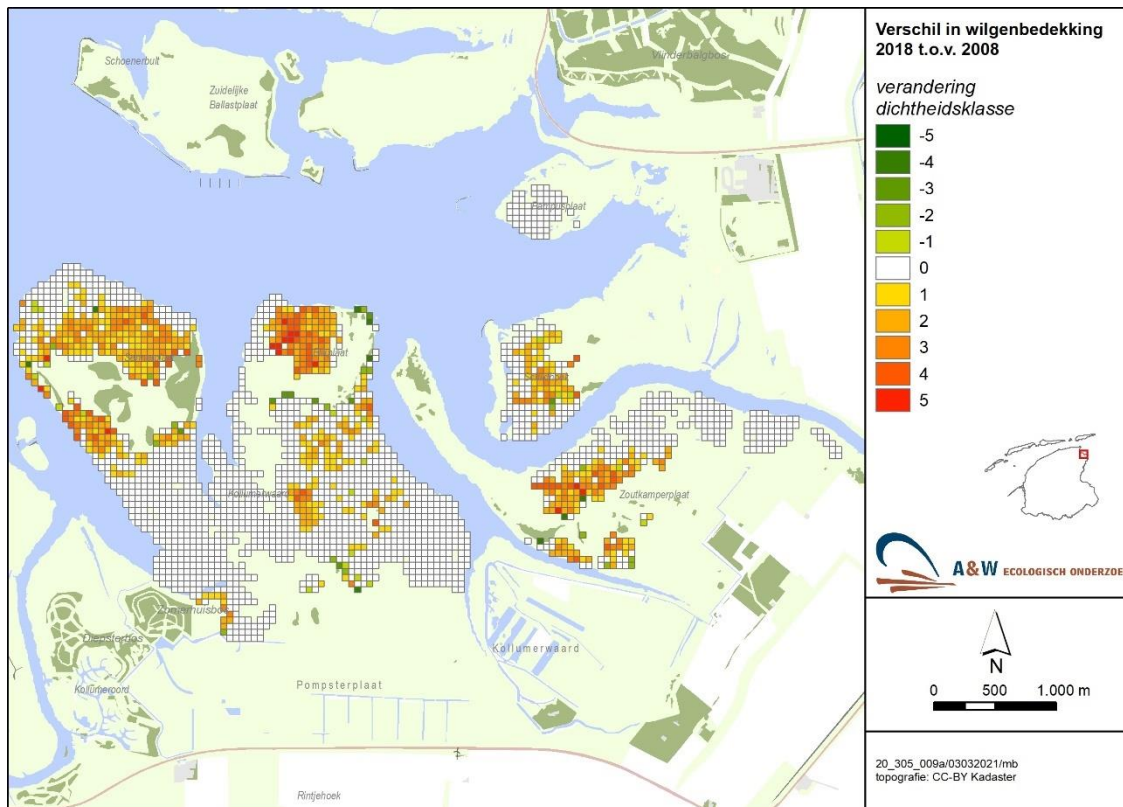
In de periode 2008-2018 is in rietvegetaties in de begraasde beheertypen, parallel aan de ontwikkeling van het padennetwerk, ook de bedekking van wilgen toegenomen (figuur 8.5). Oppervlakkig gezien lijkt de ontwikkeling op de beweide platen niet af te wijken van die op de platen zonder beweiding (figuur 8.6), al wordt de vergelijking bemoeilijkt doordat op de beweide platen rietvakken zijn veranderd in wilgenbos of grazige vegetatie (figuur 8.7).

Vestiging van wilgen in rietvegetaties vindt vooral plaats op de hogere delen van de platen. Bij nadere beschouwing blijkt de ontwikkeling van wilgen op seizoensbeweide platen beperkt te blijven tot een bodemhoogte boven -0,25 meter NAP, terwijl dat op onbeweide en jaarrondbeweide platen tot een bodemhoogte van ca. -0,50 meter NAP plaatsvindt (figuur 8.8). Ook is bedekking van wilgen in rietvegetaties op seizoensbeweide platen gemiddeld lager dan op onbeweide en jaarrondbeweide platen. Dit zijn aanwijzingen dat seizoensbeweiding, meer dan jaarrondbeweiding, de vestiging van wilgen voorkomt. Niet uitgesloten kan worden dat de uitgangssituatie tussen de platen zonder beheer, jaarrondbeweiding en seizoensbeweiding verschilt.

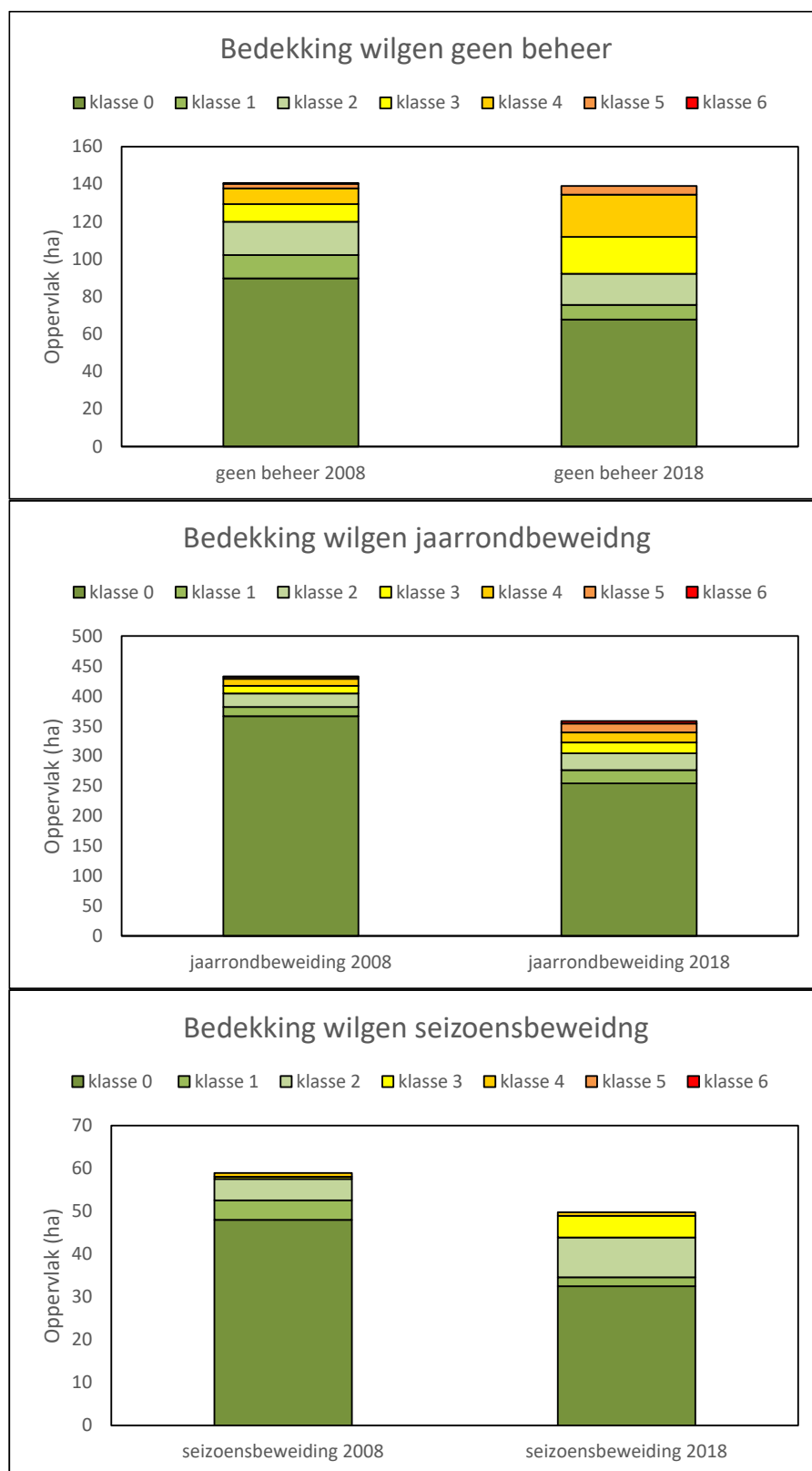
Veepadten ontstaan tussen wilgen doordat vee zichtbaar van wilg naar wilg loopt, maar wilgen lijken ook bij voorkeur te ontkiemen langs veepadten en karresporen (foto 8.1). Er is echter geen duidelijk verband tussen padendichtheid en wilgendichtheid, ook niet als rekening wordt gehouden met beheertype en bodemhoogte. Er is ook geen verband tussen de padendichtheid in 2008 en de wilgenbedekking in 2018 (geen figuur). Omdat de ontkieming van wilgen sterk tussen jaren verschilt en de ligging van het padennetwerk niet stabiel is over de jaren, is meer gedetailleerd onderzoek nodig om deze vraag voor de Lauwersmeersituatie te beantwoorden. Bij dit onderzoek worden bij voorkeur ook vakken die (vooral) uit wilgenbos bestaan in de analyse opgenomen.



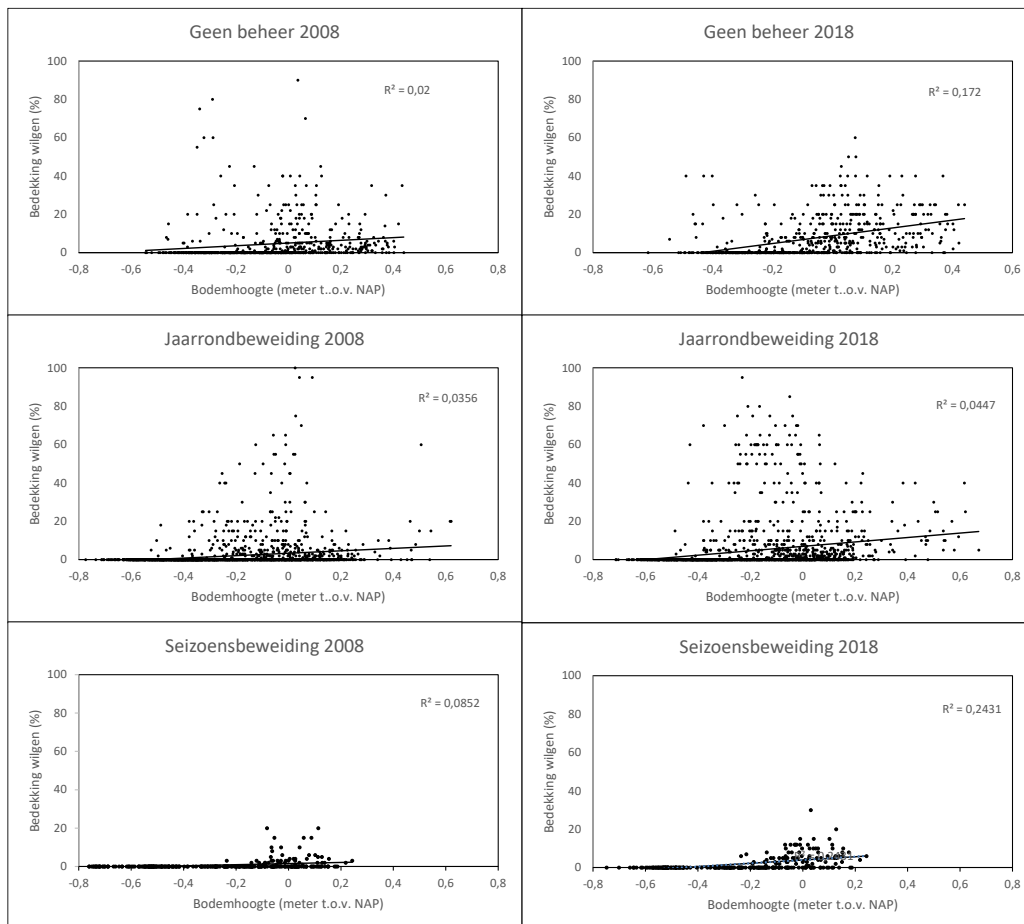
Figuur 8.5. De geschatte wilgenbedekking per vak in rietvegetaties op een deel van de zuidelijke platen in 2008 (boven) en 2018 (onder).



Figuur 8.6. Het verschil in wilgenbedekking per vak in rietvegetaties op een deel van de zuidelijke platen in 2018 t.o.v. 2008.



Figuur 8.7. Het oppervlak rietvegetatie per wilgenbedekkingsklasse op een deel van de zuidelijke platen in 2008 en 2018. Boven geen beheer, midden jaarrondbeweiding, onder seizoensbeweiding. Voor de indeling van padendichtheidsklassen zie figuur 8.4. Merk op dat het oppervlak rietvegetatie per type beheer en tussen 2008 en 2018 verschilt.



Figuur 8.8. De bedekking van wilgen (%) in rietvegetaties in afhankelijkheid van de bodemhoogte op platen zonder beheer, jaarrondbeweide platen en seizoensbeweide platen in het zuidelijk deel van het Lauwersmeer in 2008 en 2018. Boven geen beheer, midden jaarrondbeweiding en onder seizoensbeweiding. Elk punt is één rietvak.



Foto 8.1. Rietvegetatie met padennetwerk en wilgenopslag op de jaarrond beweide Zoutkamperplaat (Google Earth, mei 2018). Veepadennetwerk ontstaat vooral tussen wilgen, maar wilgen lijken ook bij voorkeur te ontkiemen langs veepadennetwerk en karresporen.

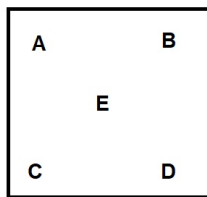
8.2. Groundtruthing rietstructuur - padendichtheid en wilgenopslag als proxy voor rietstructuur

Nico Beemster, Inge Kok, Marijke Bekkema

Methode

Voor de *groundtruthing* zijn met behulp van <https://www.random.org/integers/> per deelgebied aselectief 20 vakken van 50x50 meter uitgekozen die geheel uit rietvegetatie bestaan. Bij vier deelgebieden zijn dat dus in totaal 80 vakken. Per vak zijn dezelfde vegetatiemetingen uitgevoerd als in de muizenraaien, waarbij de metingen niet op 10 stations van een muizenraai, maar op vijf meetstations binnen een vak worden uitgevoerd (linksboven, rechtsboven, linksonder, rechtsonder en midden in het vak; zie figuur 8.9). Op deze manier wordt een zo goed mogelijk gemiddelde per vegetatiemeting per vak bepaald.

code meetstations

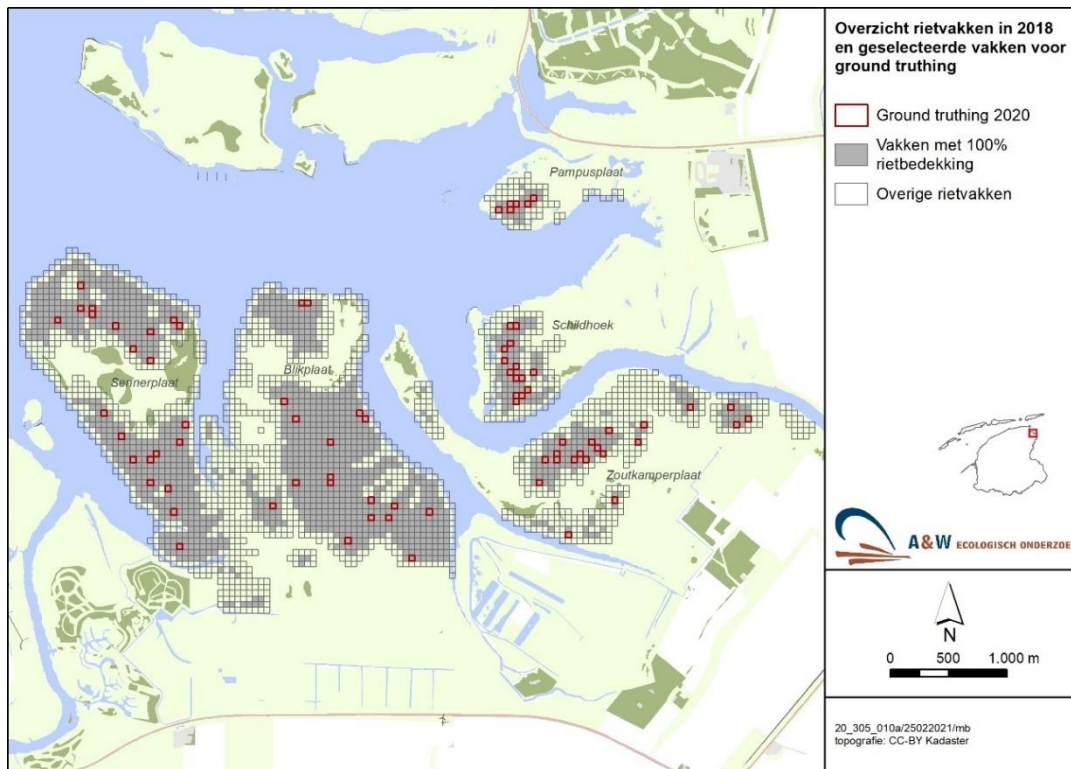


Figuur 8.9. Meetstations voor vegetatiemetingen tijdens de *groundtruthing* in oktober-november 2020.

Per vak zijn de volgende metingen uitgevoerd:

- Rietstengellengte (10 metingen binnen vijf meter van de deellocatie = totaal 50 metingen). Per rietstengel is aangegeven of deze al dan niet door vee was begraasd.
- Vegetatiehoogte met kunststof schijf en een meetstok (10 metingen binnen vijf meter van de deellocatie x 5 deellocaties = totaal 50 metingen).
- Bedekkingspercentage van belangrijkste plantensoorten / typen (Riet, Duinriet, grassen spec. en houtachtigen; één meting binnen vijf meter van de deellocatie x 5 deellocaties = totaal 5 metingen).
- Bedekkingspercentage van de vegetatie (en dus de zichtbaarheid van muizen voor roofvogels). De zichtbaarheid van vijftien rode tapjes op een stok (2 metingen per deellocatie x 5 deellocaties = totaal 10 metingen) wordt vastgesteld vanaf ooghoogte. De stok wordt voorzichtig over het maaiveld en onder de vegetatie geschoven (twee meter links van de deellocatie en twee meter rechts van de deellocatie).

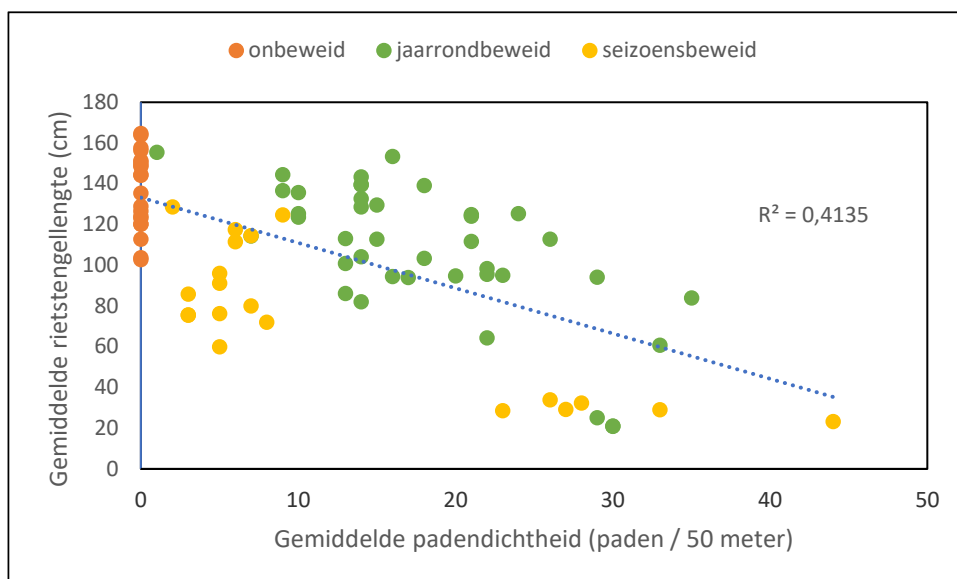
De metingen zijn uitgevoerd in de periode 26 oktober – 13 november 2020. Omdat de luchtfoto uit het voorjaar van 2020 nog niet beschikbaar was en de foto van 2019 van een mindere kwaliteit is, is voor de padendichtheid en wilgenbedekking voorlopig gebruik gemaakt van de metingen uit 2018. Dit kan de resultaten beïnvloeden, zeker omdat bekend is dat de rietlengte in muizenraaien op de Schildhoek / Pampusplaat van 2018 naar 2020 aanzienlijk is afgenomen (figuur 7.9). In figuur 8.10 zijn de 80 geselecteerde vakken aangegeven.



Figuur 8.10. Overzicht van de rietvakken van 50x50 meter in rietvegetaties op een deel van de zuidelijke platen van het Lauwersmeer in 2018 met de aselectief geselecteerde rietvakken op de Sennerplaat (geen vegetatiebeheer), Blikplaat, Zoutkamperplaat (jaarrondbeweiding) en Schildhoek / Pampusplaat (seizoensbeweiding) voor groundtruthing in 2020. Per deelgebied zijn 20 vakken geselecteerd, in totaal dus 80. De geselecteerde vakken zijn gekozen uit rietvakken die geheel uit rietvegetatie bestaan.

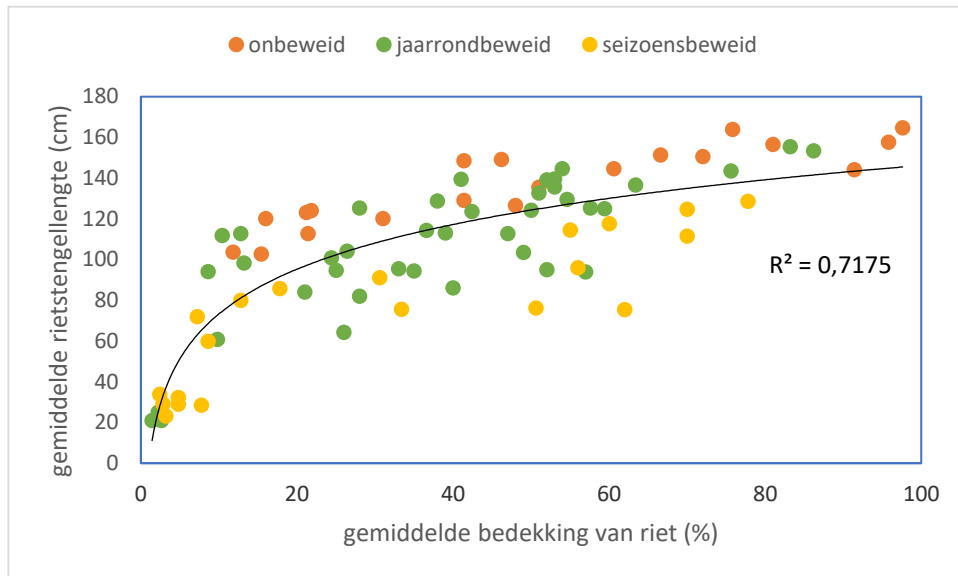
Resultaten

Uit de *groundtruthing* blijkt dat padendichtheid inderdaad een goede maat is voor rietstructuur, zowel gemiddelde rietstengellengte (figuur 8.11) als gemiddelde hoogte van de vegetatie (geen figuur). Opvallend is wel dat de gemiddelde rietstengellengte bij seizoensbeweiding bij dezelfde padendichtheid lager lijkt te liggen dan bij jaarrondbeweiding (figuur 8.11).

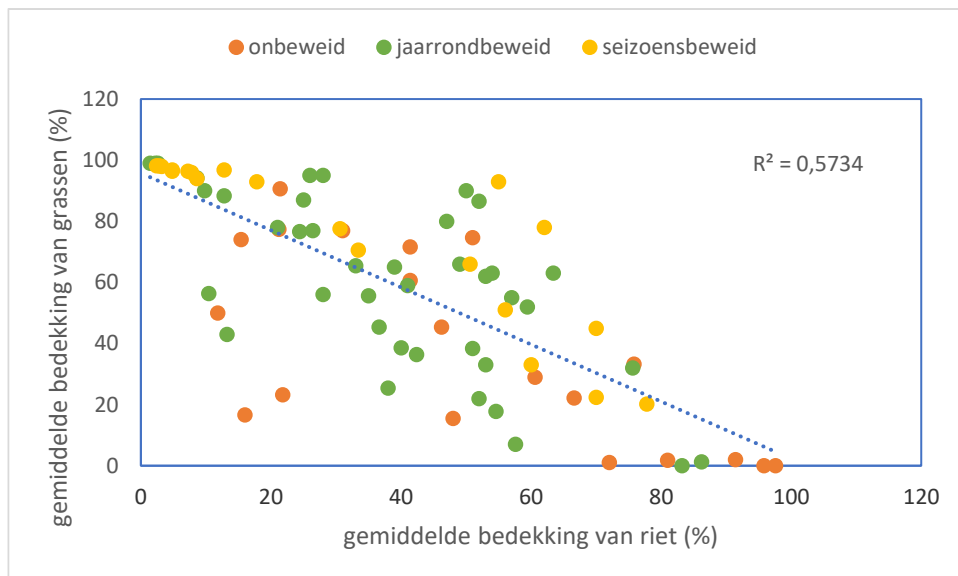


Figuur 8.11. Gemiddelde rietstengellengte (in 2020) als functie van padendichtheid (in 2018) in 80 rietvakken van 50x50 meter (met 100% rietvegetatie) in rietvegetaties op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer.

Uit de *groundtruthing* volgen ook algemene wetmatigheden als het verband tussen gemiddelde rietstengellengte en gemiddelde rietbedekking (figuur 8.12) en het verband tussen gemiddelde bedekking van grassen en de bedekking van riet (figuur 8.13).



Figuur 8.12. Gemiddelde rietstengellengte als functie van gemiddelde bedekking van riet (%) in 80 rietvakken van 50X50 meter (met 100% rietvegetatie) in rietvegetaties op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer in 2020.



Figuur 8.13. Gemiddelde bedekking van grassen (%) als functie van de gemiddelde bedekking van riet (%) in 80 rietvakken van 50X50 meter (met 100% rietvegetatie) in rietvegetaties op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer in 2020.

8.3. Broedverspreiding broedvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid en wilgenbedekking

Nico Beemster, Romke Kleefstra, Inge Kok, Marijke Bekkema, Christian Kampichler, Julia Stahl

Methode

In deze analyse beperken we ons tot de Natura 2000-broedvogels van rietvegetaties op de platen (Snor, Rietzanger, Blauwborst en Bruine Kiekendief). Roerdomp en Porseleinhoen zijn ook Natura2000-broedvogels van rietvegetaties, maar komen niet of nauwelijks voor op de platen en vallen daarom buiten deze analyse. Deze twee soorten komen vooral voor in moerasontwikkelingsgebieden. De meeste van deze soorten worden door SOVON jaarlijks integraal geteld, zodat verspreidingsgegevens over het gehele zuidelijke platengebied beschikbaar zijn. Dit geldt niet voor de Rietzanger, een soort die erg talrijk voorkomt en daarom alleen in proefgebieden wordt geteld. Voor broedvogels wordt in principe een gemiddelde verspreiding berekend in 2007-2009 en 2017-2019. Op deze manier wordt de gemiddelde verspreiding van de geselecteerde broedvogels in de beide periodes in beeld gebracht.

Proefgebieden Schildhoek en Zoutkamperplaat worden jaarlijks geteld vanaf 2008. Proefgebied Sennerplaat is niet geteld in 2008-2009. Proefgebied Blikplaat-west wordt pas sinds 2014 geteld. Om deze reden blijft de analyse voor de Rietzanger beperkt tot 2017-2019.

De aanwezigheid van broedvogels per soort is in de analyse gerelateerd aan:

- padendichtheid van grote grazers
- wilgenbedekking
- bodemhoogte

Bodemtype en beheer zijn uiteindelijk niet in de analyse opgenomen om deze niet nodeloos ingewikkeld te maken.

Kernel-density berekeningen

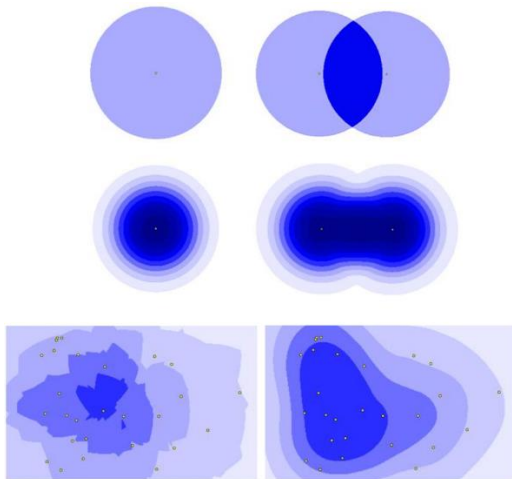
De klassieke manier voor het maken van dichtheidskaarten is het gebied opdelen in vakjes of deelgebiedjes met meer natuurlijke grenzen. Per vakje of deelgebiedje wordt de dichtheid (= aantal waarnemingen of territoria gedeeld door de oppervlakte) berekend en dan ruimtelijk weergegeven in een kaart. Het nadeel van deze methodiek bij het gebruik van vierkante hokken ('*grids*') is dat bij te grote vakken (bijvoorbeeld kilometerhokken) er een erg blokkerige kaartbeeld ontstaat met weinig detailinformatie. Het gebruik van kleine grids – zoals in dit project – levert een meer gedetailleerde kaart op, maar heeft als nadeel dat er erg grote variaties op korte afstand kunnen ontstaan doordat er toevallig net wat meer of minder waarnemingen in een vakje terechtkomen.

Dichtheidskaarten gebaseerd op natuurlijke eenheden geven veelal een meer natuurlijk beeld, maar zijn afhankelijk van de gekozen indeling. En misschien sluit die indeling wel helemaal niet of slecht aan bij de manier waarop de soort het landschap ervaart: ook dan is de resulterende dichtheidskaart weinig informatief.

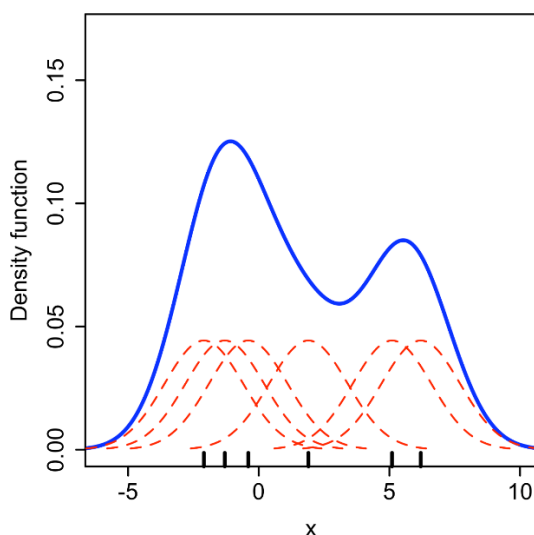
Een alternatieve manier om dichtheidskaarten te maken is door alleen uit te gaan van de locaties van de waarnemingen. Om elke waarneming wordt dan een cirkel getrokken van een vooraf op te geven oppervlakte. Een cirkel met een straal van 564 meter heeft een oppervlakte van precies 1 km². De dichtheden die zo worden berekend komen dan precies overeen met het gebruik van een grid van 1x1 km. Wanneer nu een kleinere cirkel wordt gebruikt kunnen de dichtheden nog steeds worden weergegeven in waarnemingen per km², maar ze worden dan vanzelfsprekend hoger. Laten we uitgaan van een hypothetische straal van 125 meter rondom elke waarneming. Wanneer nu twee punten minder dan 250 meter uit elkaar liggen, wordt de dichtheid in het overlappende gebied twee maal zo hoog (figuur 8.14 boven). Een kaart gebaseerd op deze '*simple density*' methode van nog wat meer punten laat al snel zien waar lagere en hogere dichtheden voorkomen. Het nadeel van deze '*simple density*'-methode is echter dat het resultaat snel nogal onnatuurlijk oogt. Maar wat zeker zo belangrijk is: de methode heeft als nadeel dat de dichtheid langs de grenzen wordt onderschat en in het centrum van de waarnemingen wordt overschat. Om dit nadeel op te vangen is de zogenaamde '*kernel-density*' methode bedacht. Bij deze methode neemt het 'gewicht' van de waarneming af met de afstand en wel meestal met een normale verdeling, zoals het simpele eendimensionale voorbeeld in figuur 8.15 laat zien: de zwarte strepen op de x-as vertegenwoordigen de waarnemingen, respectievelijk territoriastippen, de rode stippellijnen de uitgesmeerde dichtheden van de enkele stippen en de

blauwe curve de resulterende dichtheidscurve. Een tweedimensionale dichtheidskaart die op deze manier wordt gemaakt heeft de hoogste dichtheid bij de waarneming zelf en neemt langzaam af met de afstand (figuur 8.14 midden en beneden). In een dichtheidskaart gemaakt met twee dan wel meer waarnemingen zijn de overgangen in dichtheid daarom ook veel vloeiender. Zeker zo belangrijk is, dat de gebieden met hoge dichtheden beter aansluiten bij de waarneming; er zijn minder rand- en centruminvloeden.

Voor de *kernel-density*-berekeningen werd een kernel met de vorm van een gaussverdeling en een bandbreedte van 100 meter gebruikt. De berekeningen zijn uitgevoerd met de statistische programmeertaal R (R Core Team 2018).



Figuur 8.14. Boven: voorbeeld van simple-density-kaarten met 1 (links) en 2 (rechts) waarnemingen. Midden: Voorbeelden van kernel-density-kaarten met 1 en 2 waarnemingen. Beneden: Voorbeeld van een simple-density-kaart (links) en een kernel-density-kaart (rechts) met 27 waarnemingen.



Figuur 8.15. Voorbeeld van de bepaling van de kernel-density van zes stippen in één dimensie.

Globaal optimale regressiebomen

Regressiebomen zijn een regressiemethode ontwikkeld in de werkingssfeer van Machine Learning, een discipline uit het onderzoeksveld van kunstmatige intelligentie (Breiman *et al.* 1984). Door de gegevens stapsgewijs, gebaseerd op drempelwaarden van de verklarende variabelen, in subsets te delen (*partitioning*), ontstaat er een boomachtige structuur waarbij op de eindpunten (*leaves of terminal nodes*) de voorspelde waarden staan voor de verschillende trajecten door de boom heen. Het grootste voordeel van regressiebomen is dat ze makkelijk te begrijpen en te interpreteren zijn.

Bovendien stellen ze minder eisen aan de kwaliteit van de gegevens (verdeling, correlatie, ...) dan methoden die op een statistisch gegevens-model zijn gebaseerd.

Klassieke regressiebomen hebben echter een nadeel, ze zijn namelijk ‘gulzig’ (*greedy*). In elke splitsing wordt geprobeerd de beste deling in subsets te maken door de variantie in de subsets te minimaliseren (*variance reduction*). Zo’n aanpak kan niet rekening houden met de minimalisering van de variantie in de volgende splitsingen. Soms is het nodig in een splitsing juist niet de beste subsets (diegene met de laagste variantie) te kiezen om een globaal optimale boom te creëren. Om dit probleem op te lossen werd een regressieboom-methode ontwikkeld die evolutionaire algoritmen gebruikt (Grubinger *et al.* 2014).

In het begin wordt er een populatie van bomen geïnitieerd, elke boom met een toevallig gekozen structuur. In de volgende stap wordt elk boom veranderd door toevallige keuzes uit een set van *variation operators* te maken. Deze kunnen zijn een split (een terminale knoop wordt toevallig gekozen en een toevallig gekozen splitsingsregel toegepast), een snoei (een knoop met twee terminale knopen wordt toevallig gekozen en deze terminale knopen worden samengevoegd tot één knoop), een mutatie (een knoop wordt toevallig gekozen en zijn splitsing-regel veranderd) en een *crossover* (uit twee toevallig gekozen bomen uit de populatie worden deel-bomen uitgewisseld). Vervolgens worden alle bomen geëvalueerd door de gemiddelde kwadratische afwijking in verband met een complexiteitsmaat te berekenen. Een hiervoor geschikte functie (*loss function*) maximaliseert de nauwkeurigheid van het model gemeten aan de training-gegevens en minimaliseert de complexiteit van het model. De functie kan op deze manier worden opgeschreven:

$$\begin{aligned}\text{loss}(Y, f(X, \theta)) &= N \log \text{MSE}(Y, f(X, \theta)) \\ &= N \log \left\{ \sum_{n=1}^N (Y_n - f(X_{\cdot n}, \theta))^2 \right\}, \\ \text{comp}(\theta) &= \alpha \cdot 4 \cdot (M + 1) \cdot \log N.\end{aligned}$$

met

Y, antwoordvariabele
X, verklarende variabelen
Θ, structuur van de regressieboom
N, aantal waarnemingen
MSE, gemiddelde kwadratische afwijking
Y_n, waarde van antwoordvariabele van de n-de waarneming
X_n, waarden van de verklarende variabelen van de n-de waarneming
α, gebruiker-specifiek parameter (*default* = 1)
M, aantal van terminale knopen in de boom

Nu wordt elk boom met zijn veranderde nakomeling vergeleken: de betere boom ‘overleeft’, de andere wordt uit de populatie verwijderd. Het aantal bomen in de populatie blijft dus gelijk. Zodra een boom het stop-criterium bereikt (b.v. maximale aantal van splitsingen, minimale aantal van waarnemingen in de terminale knopen) houdt de evolutie voor deze boom op. Zodra alle bomen in de populatie klaar zijn, wordt de volgens het evaluatie-criterium beste boom uitgegeven als resultaat.

Voor de analyse werd het R-pakket *evtree* gebruikt (R Core Team 2018, Grubinger *et al.* 2014) met volgende argumenten:

- aantal bomen in de populatie = 100;
- minimale aantal van waarnemingen in een terminale knoop = 5;
- minimale aantal van waarnemingen in een knoop om hem te kunnen delen = 10;
- maximale diepte van de bomen = 3;
- maximale aantal van iteraties = 10000;
- kansen voor de variatie-operatoren: split = snoei = grote mutatie = kleine mutatie = crossover = 0.2.

In eerste instantie zijn alleen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse in het model opgenomen, daarna is bodemhoogteklasse aan het model toegevoegd.

Resultaten

Snor

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

In 2007-2009 zijn de hoogste mediane dichtheden vastgesteld in rietvegetaties zonder wilgen en bij padendichtheidsklasse 0-2 (met een maximum bij klasse 1; bijlage 9). Ook in 2017-2019 kwamen de hoogste mediane dichtheden voor bij padendichtheidsklasse 0-2, in combinatie met wilgenbedekkingsklasse 0-1.

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model ontstaat een gecompliceerder beeld, vooral in de tweede periode. In 2007-2009 wordt de hoogste mediane dichtheid bereikt bij padendichtheidsklasse 1, in combinatie met hoogteklasse < 4. In 2017-2019 is dat het geval bij padendichtheidsklasse 0, in combinatie met wilgenbedekkingsklasse < 2 en hoogteklasse ≥ 4 (al is de dichtheid bij hoogteklasse < 4 niet veel lager) en padenklasse 1-2, in combinatie met hoogteklasse < 4. De mediane dichtheid van de Snor is dus over het algemeen iets hoger op de lagere plaatdelen (hoogteklasse < 4; bijlage 10).

Conclusie

De Snor is een soort van vochtig tot nat rietland. Het is daarom niet verbazingwekkend dat de soort gemiddeld genomen iets meer voorkomt op de lagere, nattere delen van de platen (hoogteklasse < 4; beneden -0,25 meter NAP). Zolang de platen door toenemende waterstanden niet verdwijnen, profiteert de soort van vernatting. Bij een toenemende begrazingsdruk op beweidde platen zal de soort daar verder afnemen en teruggedrongen worden tot onbeweidde platen en moerasontwikkelingsgebieden.

Rietzanger

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

De analyse blijft beperkt tot 2017-2019 omdat in de periode 2007-2009 diverse proefgebieden niet jaarlijks op broedvogels zijn geteld. In 2017-2019 kwamen de hoogste mediane dichtheden voor bij padendichtheidsklasse 1-3, in combinatie met wilgenbedekkingsklasse ≥ 1 (bijlage 9). De soort heeft dus een voorkeur voor een lichte betreding en (enige) wilgengroei.

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model ontstaat een gecompliceerd beeld. Zonder paden is de mediane dichtheid van de Rietzanger hoger bij een hoogteklasse < 5. Bij een padendichtheidsklasse van 1-3 is de dichtheid hoger bij hoogteklasse ≥ 4 . Bij een padendichtheidsklasse ≥ 4 is de dichtheid hoger bij een hoogteklasse < 6 (bijlage 10).

Conclusie

De Rietzanger is een soort van droog tot vochtig rietland. Uit de analyse ontstaat het gecombineerde beeld dat de soort zijn maximumdichtheid bereikt bij hoogteklasse 4-5 (tussen -0,25 en +0,25 meter NAP), dus in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken. Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken (beneden -0,25 meter NAP) is de dichtheid lager.

Blauwborst

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

In 2007-2009 kwam de Blauwborst vooral voor bij padendichtheidsklasse ≥ 1 . Bij afwezigheid van paden is de dichtheid flink lager en zijn territoria vooral beperkt tot delen zonder wilgen, waarschijnlijk vooral onbeweidde plaatranden (bijlage 9).

In 2017-2019 kwamen de hoogste dichtheden voor bij padendichtheidsklasse ≥ 2 , in combinatie met wilgenklasse ≥ 1 (bijlage 6). Intermediaire dichtheden komen voor bij padendichtheidsklasse 2-4, in combinatie met wilgenklasse 0 en bij padendichtheidsklasse 0-1, in combinatie met wilgenklasse 0-1. Ook deze soort heeft dus een voorkeur voor een lichte betreding en (enige) wilgengroei.

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model ontstaat met name in de tweede periode een gecompliceerd beeld. In 2007-2009 komen de hoogste dichtheden voor bij padendichtheidsklasse ≥ 1 en lagere dichtheden bij padendichtheidsklasse < 1, in combinatie met hoogteklasse < 4.

In 2017-2019 is er bij lagere padendichtheden (padendichtheidsklasse < 2) een voorkeur voor lagere plaatdelen (hoogteklasse < 4); waarschijnlijk zijn dit vooral randen van onbeweidde platen (bijlage 10). Bij hogere padendichtheden (padendichtheidsklasse ≥ 2) is een voorkeur voor plaatdelen met opslag van wilgen. Omdat wilgenopslag beperkt is tot plaatdelen boven -0,50 meter NAP (figuur 8.8) betekent

dit dus ook een voorkeur voor hogere plaatdelen (hoogteklasse ≥ 3). Zonder opslag van wilgen is er bij padendichtheidsklasse ≥ 2 ook een voorkeur voor de hogere plaatdelen (hoogteklasse ≥ 4).

Conclusie

De Blauwborst is een broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, waar de soort vooral op de bodem zijn voedsel vindt. Op onbeweide platen komt de Blauwborst vooral voor op de lagere plaatdelen, waar de soort met name foerageert op de oeverwal, die begroeid is met laat in het seizoen opschietende ruigtekruiden. Op beweide platen komt de Blauwborst vooral voor op de hogere plaatdelen. De soort profiteert hier van het padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties, doordat ook hier op de bodem kan worden gefoerageerd.

Bruine Kiekendief

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

In 2007-2009 kwam de Bruine Kiekendief vooral tot broeden in rietvegetaties met padendichtheidsklasse 0-1, in combinatie met wilgenklasse 0-2. In rietvegetatie met padendichtheidsklasse 2 is de dichtheid laag, terwijl de soort nagenoeg afwezig is wanneer de padendichtheidsklasse ≥ 3 is (bijlage 9).

In 2017-2019 kwam de soort vooral tot broeden in rietvegetaties zonder beheer (padendichtheidsklasse 0), in combinatie met geen wilgen of af en toe een wilg (wilgenklasse 0-1). Is de wilgenklasse ≥ 2 dan is de dichtheid al een stuk lager (bijlage 9)

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model verandert er niet veel aan de uitkomst, maar blijken Bruine kiekendieven in beide perioden wel vooral te broeden in hoger gelegen rietvegetaties (hoogteklasse ≥ 4 ; bijlage 10).

Conclusie

De Bruine Kiekendief gebruikt de rietvegetaties zowel om te broeden als te foerageren. De nesten zijn gevoelig voor predatie door grondpredatoren (met name Vos: Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster & Mulder 2002). Bruine kiekendieven mijden daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden. Door de toenemende versnippering van rietvegetaties op beweide platen komt de soort tegenwoordig bijna alleen nog tot broeden op onbeweide platen en in moerasontwikkelingsgebieden. De broedfunctie van het gebied voor deze soort is gevoelig voor natuurlijke successie (verbossing van rietvegetaties).

8.4. Foerageerverspreiding muizenetende roofvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid en wilgenbedekking

Nico Beemster, Marijke Bekkema, Christian Kampichler, Els van de Zee

Methode

De verspreiding van foeragerende roofvogels is op dezelfde manier geanalyseerd als de rietbroedvogels. De verspreiding van foeragerende roofvogels is gedigitaliseerd vanaf 2015. Een vergelijking van de verspreiding van roofvogels in 2008 en 2018 is dus niet mogelijk. Omdat het aantal waargenomen foeragerende roofvogels relatief beperkt is, wordt een ruimere periode van jaren rondom 2018 gekozen dan voor broedvogels (2016-2020, in plaats van 2017-2019). De analyse is uitgevoerd voor Bruine en Blauwe Kiekendief.

Resultaten

Bruine Kiekendief

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Bruine kiekendieven blijken in de periode 2016-2020 vooral te foerageren in rietvegetaties zonder wilgen (wilgenklasse 0). Daarbinnen foerageren ze bij voorkeur bij padendichtheidsklasse 0-2, met een maximum bij padendichtheidsklasse 1 (bijlage 11).

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model blijken Bruine kiekendieven nog steeds vooral te foerageren bij padendichtheidsklasse 0-2, met een maximum bij klasse 1. Verder foerageren ze vooral op de lagere plaatdelen (hoogteklasse < 4 ; bijlage 12). Het belang van het ontbreken van wilgen is in

deze analyse waarschijnlijk minder groot geworden omdat op de lagere plaatdelen minder wilgen staan.

Conclusie

De Bruine Kiekendief is een soort die aan het begin van het broedseizoen (maart-mei) vooral op (veelal jonge) vogels jaagt, maar zodra er jongen op het nest zijn (vanaf juni) en de voedselbehoefte toeneemt, gewoonlijk overschakelt op woelmuizen. Een deel van de woelmuizen wordt in het omringende landbouwgebied en de Marnewaard gevangen. Uit de analyse blijkt dat Bruine kiekendieven vooral foerageren in licht gefragmenteerde rietvegetaties zonder wilgenopslag op de lagere plaatdelen (beneden – 0,25 meter NAP). De voorkeur voor licht gefragmenteerde rietvegetaties is in overeenstemming met waarnemingen in de moeraszone van de Oostvaardersplassen, waar het niet om begrazing door paarden en runderen gaat, maar om die van Edelherten (Beemster *et al.* 2020).

Blauwe Kiekendief

Analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Bruine kiekendieven blijken vooral te foerageren in gebieden met weinig paden (padendichtheidsklasse 1-2). Bij een wilgenbedekking van ≥ 2 is de mediane dichtheid daarbij wat hoger dan bij een wilgenbedekking van < 2 (bijlage 11).

Analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model verandert er nagenoeg niets aan de uitkomst. Blauwe kiekendieven blijken nog steeds vooral te foerageren in gebieden met weinig paden (padendichtheidsklasse 1-2) en iets talrijker te zijn bij een wilgenbedekkingsklasse van ≥ 2 . Hoogteklasse komt in het model niet naar voren als een belangrijke factor, waarschijnlijk omdat Blauwe kiekendieven vooral foerageren op middelhoge plaatdelen (bijlage 12).

Conclusie

De Blauwe Kiekendief is de talrijkste overwinterende muizenetende roofvogel op het centrale platengebied van het Lauwersmeer, die voor een belangrijk deel op woelmuizen jaagt (Beemster & Vulink 2013). Net als Bruine kiekendieven blijken ook Blauwe kiekendieven bij voorkeur te foerageren in licht gefragmenteerde rietvegetaties. In vergelijking met Bruine kiekendieven foerageren Blauwe kiekendieven meer op middelhoge plaatdelen (o.a. figuur 7.16).

9. Conclusies, aanbevelingen en synthese

Julia Stahl, Wout Bijkerk, Nico Beemster en Romke Kleefstra

In dit hoofdstuk worden de conclusies uit de afzonderlijke hoofdstukken samengevat en tevens aanbevelingen voor de veldmetingen en toekomstige analyses afgeleid. Aan het einde van het hoofdstuk doet de synthese een stap vooruit naar de effectketenbenadering (zie § 2) en plaatst de gevonden resultaten in het licht van de te volgen beslisboom (figuur 2.5) in het kader van de *Hand aan de Kraan* systematiek.

9.1. Conclusies en aanbevelingen per onderdeel van het onderzoek

9.1.1. Maaiveldhoogtemetingen

Een belangrijk uitgangspunt van de effectketen is dat diepe bodemdaling via maaiveldverlaging leidt tot veranderingen in grondwaterregime evenals hoogte en duur van inundaties. Uit hoogtemetingen bij de permanente kwadraten blijkt voornamelijk dat alleen op die locaties waar de diepe bodemdaling meer dan 3 mm per jaar bedraagt, dit ook altijd leidt tot maaiveldverlaging. Is de diepe bodemdaling geringer, dan is die relatie minder duidelijk. Bij 40% van de pq-locaties is zelfs maaiveldverhoging gemeten. Dit is grotendeels een gevolg van de beperkte nauwkeurigheid van de hoogtemetingen (in verticale richting tot 3 cm nauwkeurig) en het feit dat sinds 2008 maar maximaal vier keer de maaiveldhoogte is ingemeten. Naast diepe bodemdaling hebben ook stapeling van organische stof, vertrapping door vee en (aan de plaatranden) erosie door oppervlakkig afstromend oppervlaktewater na hoogwaterperioden invloed op de maaiveldhoogte. De mate van invloed van de verschillende factoren is tot nu toe nog onbekend waardoor er geen onderscheid gemaakt kan worden in het relatieve belang van de verschillende factoren.

Aanbevelingen

Aangezien met het GNSS-systeem ook de locatie van de pq's wordt bepaald, stellen we voor om jaarlijks de maaiveldhoogtes bij de pq's te blijven meten. Met een langere meetreeks zal ook de nauwkeurigheid van de gehele meetreeks verbeteren.

Daarnaast zullen de hoogtemetingen gebruikt gaan worden om de maaiveldhoogte van AHN3 te verifiëren. Naar verwachting wordt met name in de hoger opgaande vegetaties door AHN3 een te hoge maaiveldhoogte vastgesteld. De gemeten maaiveldhoogtes maken het mogelijk een gebiedsspecifieke correctiefactor hiervoor te bepalen. Op basis van deze (eventueel) gecorrigeerde AHN3 en het oppervlaktewaterstandsverloop kan een inschatting gemaakt worden van de inundatiefrequentie en -duur van de terreinen in relatie tot vegetatie.

9.1.2. Hydrologie

Het jaar 2020 was het zevende warme jaar op rij. Na het droge jaar 2018 zijn de effecten van die droge en/of warme jaren ook in de zomergrondwaterstanden te zien waarbij de mate en duur van uitzakking van de zomergrondwaterstanden in de laatste drie jaren ook groter was dan voorheen.

Tijdens de droge zomer van 2018 is het waterpeil van het Lauwersmeer in de zomermaanden hoger gehouden dan het streefpeil van 93 cm -NAP. Ook in de erop volgende zomers is dit peil verhoogd, gemiddeld tot circa 12 cm boven het streefpeil. Maar die verhoging heeft het langer en dieper wegzakken van de zomergrondwaterstanden niet tegen gehouden. In 2020 was ook de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand duidelijk lager dan in voorgaande jaren.

Het grondwaterstandsverloop wordt voor het overgrote deel bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van de oppervlaktewaterstanden in het Lauwersmeer in combinatie met een lineaire trend levert geen verbetering op voor de modellering van de grondwaterstanden.

Een lineaire trend is aan het model toegevoegd omdat de verwachting is dat, gecorrigeerd voor peilbeheer, neerslag en verdamping, de grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld zou stijgen door maaiveldverlaging ten gevolge van diepe bodemdaling.

Omdat toevoeging van een lineaire trend en waterstand in het Lauwersmeer geen beter model opleveren kan (nog) niet worden geconcludeerd dat diepe bodemdaling leidt tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld.

De voortschrijdende ontzilting van het Lauwersmeergebied blijkt vooral uit het grondwater dat gemiddeld een hoge saliniteit heeft. Daar is duidelijk sprake van afname van de saliniteit gedurende de meetperiode. Op locaties waar de saliniteit aan het begin van de meetperiode al geringer was is die ontzilting minder duidelijk. Op sommige locaties is sprake van een lichte afname, op andere is sprake van een lichte toename. Een direct ruimtelijk verband tussen verandering in saliniteit van het grondwater en de afstand tot het centrum van de dalingschotel is niet aanwezig.

Aanbevelingen

Het monitoren van de grond- en oppervlaktewaterstanden willen we ook komende jaren blijven volgen. Indien noodzakelijk zullen hierbij divers van de diepere grondwaterbuizen worden vervangen als deze defecten gaan vertonen.

9.1.3. Vegetatie

Van de onderdelen van de vegetatiekundige monitoring (integrale structuurkartering, transectkartering, opnamen permanente kwadraten) zijn in 2020 alleen de permanente kwadraten (pq's) opgenomen.

De verwachting was dat diepe bodemdaling tot maaiveldddaling zou leiden en dat dit bij gelijkblijvend peilbeheer kan leiden tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld, dus nattere omstandigheden.

De vegetatieveranderingen in de pq's duiden echter niet op nattere omstandigheden, in tegendeel: in een derde van de pq's wijzen de vegetatieveranderingen op een lichte verdroging. Deze verdroging doet zich vooral de laatste jaren voor en lijkt voornamelijk een gevolg van de dieper en langer uitzakkende grondwaterstanden in de zomerperiode. De verdroging treedt vooral op op de zandige noordelijke platen en nauwelijks op de zaveliger zuidelijke platen die door het hogere lutumgehalte het vocht beter vast kunnen houden.

De dieper en langer uitzakkende zomergrondwaterstanden kunnen worden verklaard door het neerslag- en verdampingspatroon. Het hoger ingestelde zomerpeil van het meer is niet zo hoog dat het uitzakken wordt voorkomen. Een relatie tussen verdroging/vernatting en bodemdaling blijkt niet uit de vegetatie en evenmin uit de hydrologische modellering en veranderingen van maaiveldhoogte.

De vegetaties, die bij aanvang van de monitoring een sterk zoutminnend karakter hadden, ontziltten sterk, hoewel ook in 2020 het zoutgetal hiervan nog steeds relatief hoog is. De ontzilting speelt met name op de Bantswal. Op slechts enkele plekken indiceert de vegetatie juist verzilting. Een ruimtelijke relatie tussen verandering in zout-indicatie en mate van bodemdaling is niet gevonden. Dit blijkt evenmin uit de zoutgehaltes van het diepere grondwater.

In bijna de helft van de pq's wijst de vegetatie op een trendmatige verandering van de zuurgraad. Doorgaans is dit een lichte afname van de pH (verzuring) als gevolg van voortschrijdende ontkalking en stapeling van organische stof. Opvallend is dat enkele pq's op De Rug wijzen op een lichte verhoging van de pH. Of dat ook werkelijk een gevolg is van toename van de pH in de wortelzone is onbekend.

In de meeste pq's is geen verandering vastgesteld van de rietbedekking. Alleen op de begraasde zuidelijke platen is in enkele pq's wel sprake van een lichte afname van de rietbedekking. De enige toename in de rietbedekking is gemeten in een onbegraasde pq.

Toename van de struiklaag, als gevolg van successie, doet zich in enkele pq's voor. Deels betreft dit herstel van de Duindoornbedekking naar de situatie van rond 2012. Deels betreft het ook toename van de Kruipwilgbedekking, deels door mineralisatie ten gevolge van verdroging en mogelijk ook door veranderend terreingebruik van het vee. Een relatie met bodemdaling ligt niet voor de hand.

Aanbevelingen

De jaarlijkse opname van de permanente kwadraten zullen we voortzetten. Er is geen reden tot bijplaatsen of verplaatsen van de pq's.

Om interpretatie op ruimtelijk grovere schaal mogelijk te maken, zeker in relatie tot de Natura 2000-vogeldoelen, is het gewenst om in 2021 wederom een integrale structuurkartering uit te voeren. Wel zal de indeling van de structuurklassen voor rietvegetaties aangepast worden, mede op basis van de resultaten uit de analyse van veepaden in relatie tot broedvogels en foeragerende roofvogels.

We stellen voor om de in 2021 geplande transectkartering, waarbij plantengemeenschappen, plantensoorten en vegetatiestructuur wordt gekarteerd, uit te stellen naar 2022. Dit vanwege mogelijke combinatie met andere werkzaamheden en omdat een transectkartering in een jaar waarin ook pq's worden opgenomen en een structuurkartering wordt uitgevoerd relatief weinig toevoegt.

9.1.4. Broedvogels

Van de 13 Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer komen er 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Van de overige 8 soorten liggen alleen bij Snor en Blauwborst de aantallen duidelijk boven de instandhoudingsdoelstelling, in het geval van de Rietzanger is dat onzeker.

De analyses over het monitoringjaar 2020 gaan in detail in op de afwijking van de lokale van landelijke trends voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst. Deze veranderingen hebben direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings)beheer.

In de detailanalyse 2020 voor de rietbroedvogels konden de Roerdomp en het Porseleinhoen niet worden meegenomen omdat hun voorkomen te schaars is in het gebied om in detail een koppeling te kunnen leggen met ecologische omgevingsfactoren. Voor het Porseleinhoen is de gebiedstrend sterk negatief, voor de Roerdomp blijven de aantallen in het Lauwersmeer achter bij de landelijke en regionale toename. In het Lauwersmeer moet de soort het nog vrijwel uitsluitend hebben van natte, onbegraasde rietmoerassen met een eigen waterhuishouding die los van de boezem staat. De grote, veelal beweidde platen zijn ongeschikt door het ontbreken van nat, structuurrijk rietland met goed ontwikkelde rietoevers.

Door verschuivingen in de prioriteiten bij de effectmonitoring (eerdere adviezen van de audit commissie) en bij inventarisaties van terreinbeheerder SBB vindt geen jaarlijkse monitoring van slaapplaatsen en van niet-broedvogels meer plaats in het gebied. De N2000 gebiedsfunctie voor foeragerende vogels in het niet-broedseizoen en de functie van slaap- en rustgebied blijft daarmee buiten beschouwing.

Aanbevelingen

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2021 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots.

9.1.5. Muizen en muizenetende roofvogels

Muizenaanbod en beschikbaarheid voor roofvogels

De muizencensus in oktober 2020 leverde in totaal 107 vangsten op. Dit aantal is opmerkelijk lager dan in de afgelopen jaren. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Veldmuis (65% van de vangsten), Bosmuis (14%), Dwergmuis (10%) Bosspitsmuis (8%) en Dwergspitsmuis (2%).

Opmerkelijk genoeg werden voor het eerst sinds 2015 geen Aardmuizen gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was bijna 70% lager dan in het topjaar 2019, maar tamelijk gemiddeld ten opzichte van de jaren 2015-2018.

Na zes onderzoekjaren begint er enig zicht te komen op de factoren die de variatie in jaarlijkse vangsten van woelmuizen op de seizoensbeweidde platen (deels met aanvullende jaarrondbeweidning) verklaren. Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. Vooral op de Schildhoek is er een aanvullend verband tussen riethoogte en woelmuisdichtheid, waarbij de hoogste dichtheden van woelmuizen aanwezig zijn bij een riethoogte tussen de 0,50 en 1,50 meter. Eenzelfde verband werd eerder gevonden voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013). In lagere rietvegetaties blijkt de vegetatiebedekking iets lager te zijn dan in hogere rietvegetaties en zijn woelmuizen dus beter zichtbaar voor muizenetende roofvogels. Op de hogere delen van de noordelijke beweidde platen is riet geen dominante plantensoort. Hier is meestal Kruipwilg structuurbepalend. Omdat Kruipwilg weinig variatie in bedekking over de jaren laat zien, is het effect van vegetatiestructuur op de aanwezigheid van muizenetende roofvogels hier lastiger te onderzoeken dan op de zuidelijke platen (Beemster 2020).

Bovenstaande voor de seizoensbeweidde platen (met eventueel enige aanvullende jaarrondbeweidning) gevonden relaties kunnen niet zonder meer vertaald worden naar de zuidelijke, jaarrondbeweidde platen. In tegenstelling tot op seizoensbeweidde platen neemt de structuur van de vegetatie op jaarrondbeweidde platen in de loop van de winter steeds verder af. In combinatie met de plasdrasse en

soms geïndeerde omstandigheden leidt dat naar verwachting tot een nog hogere muizensterfte dan op de seizoensbeweide platen (Beemster & Vulink 2013).

Aanwezigheid van muizenetende roofvogels

Het ruimtegebruik van muizenetende roofvogels in 2020 lijkt sterk op dat in 2015-2019. Buizerd en Torenvalk komen vooral foeragerend voor op de hoogste delen van de platen, die niet of onregelmatig geïndeerd raken en een relatief open structuur hebben. Bruine Kiekendief, Blauwe Kiekendief en Ruigpootbuizerd jagen gemiddeld genomen op lagere plaatdelen, die regelmatig overstromen. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winter 2019/2020 was relatief hoog, waarschijnlijk door het relatief hoge woelmuisaanbod (in oktober 2019).

Het is nog niet goed mogelijk om de effecten van het variabele muizenaanbod in 2015-2020 op muizenetende roofvogels te analyseren, omdat het aantal jaren / seizoenen waarin over typen beide gegevens beschikt kan worden nog beperkt is. Grote verschillen in muizenaanbod zijn daarbij belangrijk.

Aanbevelingen

In de huidige rapportage wordt de aanwezigheid van muizenetende roofvogels jaarlijks beschreven voor de periode november – oktober. Bij voorkeur wordt dat veranderd in januari – december voor soorten die vooral in de zomer aanwezig zijn (Bruine Kiekendief, Grauwe Kiekendief en juli – juni voor soorten met een piek in het najaar of winter (Blauwe Kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk).

Omdat de gevonden relaties tussen muizenaanbod en vegetatiestructuur op de seizoensbeweide platen (met eventueel enige aanvullende jaarrondbeweiding) niet zonder meer vertaald kunnen worden naar de zuidelijke, jaarrondbeweide platen is een aanvullende muizencensus op deze platen gewenst. Tot nu toe is daar van afgezien vanwege de moeilijke bereikbaarheid van deze platen en omdat muizenvallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.

Onderzoeken bestrijken vaak veel variatie in de ruimte, maar noodgedwongen weinig variatie in de tijd. Beide zijn nodig als er uitspraken gedaan moeten worden hoe een bepaalde ingreep zou kunnen gaan uitpakken in de toekomst. Vanaf 1986 worden foeragerende roofvogels op de maandelijkse tellingen op kaart ingetekend (Beemster & Vulink 2013). Met behulp van deze datareeks is het mogelijk om een aantal analyses met relatief geringe middelen uit te breiden naar een veel langere onderzoeksperiode, zoals eerder is uitgevoerd voor de Grauwe Kiekendief (Beemster 2020). De zeggingskracht van het materiaal zal hierdoor enorm toenemen. Ook de lange reeks muizenvangsten op het hoge deel van de Schildhoek (1983-2001; Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.) biedt mogelijkheden om deze te relateren aan het maximum waterpeil in de voorgaande winter, zomerse droogte en afwisseling van muizenpiek- en daljaren in de omgeving van de platen.

9.1.6. Ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers en wilgenopslag in rietvegetaties

In de loop van de periode 2008-2018 is de veepadendichtheid in de begraasde beheertypen aanzienlijk toegenomen. In de jaarrondbeweidingseenheden Zoutkamperplaat en Kollumerwaard (Blikplaat en het zuidelijke deel van de Sennerplaat) was de toename groter dan in de seizoensbeweidingseenheid Schildhoek/Pampusplaat. Op de jaarrondbeweide platen kan de toename van de padendichtheid van 2008 naar 2018 (in ieder geval deels) worden verklaard door een toename van de beweidsdichtheid, op de seizoensbeweide Schildhoek / Pampusplaat is dat niet het geval. Alternatieve verklaringen voor de toename van de padendichtheid in dit gebied zijn variatie in plantaardige productie (van vooral grassen) en concurrentie met andere herbivoren (met name Brandgans).

In zijn algemeenheid is de padendichtheid in rietvegetaties op de lagere plaatdelen hoger dan op de hogere plaatdelen, mogelijk omdat de lagere plaatdelen gemiddeld genomen een zwaardere bodem hebben en daardoor productiever zijn. Op de seizoensbeweide platen – vooral in 2018 – is dit opvallender dan op de jaarrondbeweide platen.

In de periode 2008-2018 is in rietvegetaties in de begraasde beheertypen, parallel aan de ontwikkeling van het padennetwerk, ook de bedekking van wilgen toegenomen. Vestiging van wilgen in rietvegetaties vindt vooral plaats op de hogere plaatdelen. Oppervlakkig gezien lijkt de ontwikkeling op de beweide platen niet af te wijken van die op platen zonder beheer, al wordt de vergelijking bemoeilijkt doordat op de beweide platen rietvakken zijn veranderd in wilgenbos of grazige vegetaties.

Bij nadere beschouwing blijkt echter dat de ontwikkeling van wilgen op seizoensbeweide platen beperkt is gebleven tot bodemhoogtes boven -0,25 meter NAP, terwijl dat op onbeweide en jaarrondbeweide platen plaatsvindt vanaf ca. -0,50 meter NAP. Ook is bedekking van wilgen in rietvegetaties op seizoensbeweide platen gemiddeld lager dan op onbeweide en jaarrondbeweide platen. Dit zijn aanwijzingen dat seizoensbeweiding, meer dan jaarrondbeweiding, de vestiging van wilgen voorkomt. Echter, niet uitgesloten kan worden dat de uitgangssituatie tussen de platen zonder beheer, met jaarrondbeweiding en met seizoensbeweiding verschilt.

Veepadten ontstaan tussen wilgen doordat vee zichtbaar van wilg naar wilg loopt, maar wilgen lijken ook bij voorkeur te ontkiemen langs veepadten en karresporen. Er is echter geen duidelijk verband tussen padendichtheid en wilgendichtheid, ook niet als rekening wordt gehouden met beheertype en bodemhoogte. Omdat de mate van ontkieming van wilgen sterk verschilt tussen jaren en de ligging van het padennetwerk niet stabiel is over de jaren, is meer gedetailleerd onderzoek nodig om deze vraag voor de Lauwersmeersituatie te beantwoorden.

Aanbevelingen

Na de bepaling van de padendichtheid en wilgenbedekking konden afwijkende punten niet gecontroleerd worden op juistheid omdat de digitale luchtfoto's van 2008 en 2018 wegens onderhoudswerkzaamheden aan het systeem beide niet beschikbaar waren. Voorgesteld wordt om die controle alsnog uit te voeren wanneer de luchtfoto's weer beschikbaar zijn.

9.1.7. Groundtrutting rietstructuur - padendichtheid en wilgenopslag als proxy voor rietstructuur

Uit de *groundtrutting* blijkt dat padendichtheid inderdaad een goede maat is voor rietstructuur (zowel gemiddelde rietstengellengte als gemiddelde hoogte van de vegetatie). Opvallend is wel dat de gemiddelde rietstengellengte bij seizoensbeweiding bij dezelfde padendichtheid lager lijkt te zijn dan bij jaarrondbeweiding.

Aanbevelingen

De luchtfoto van 2020 is op dit moment nog niet (gratis) beschikbaar. Wanneer dat wel het geval is wordt aanbevolen om de *groundtrutting* over te doen met padendichtheid en bedekking van wilgen in 2020. In dit rapport is nog gebruik gemaakt van de luchtfoto van 2018.

9.1.8. Verspreiding van broedvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte

De deelanalyse is beperkt tot de Natura 2000-broedvogels van rietvegetaties op de platen: Snor, Rietzanger, Blauwborst en Bruine Kiekendief.

De Snor is een soort van vochtig tot nat rietland. Het is daarom niet verbazingwekkend dat de soort gemiddeld genomen iets meer voorkomt op de lagere, nattere delen van de platen (beneden -0,25 meter NAP). Zolang de platen door toenemende inundatie niet verdwijnen, profiteert de soort van nattere omstandigheden. Bij een toenemende begrazingsdruk op beweide platen zal de soort daar verder afnemen en teruggedrongen worden tot onbeweide platen en moerasontwikkelingsgebieden.

De Rietzanger is een soort van droog tot vochtig rietland. Uit de analyse ontstaat het gecombineerde beeld dat de soort zijn maximumdichtheid bereikt tussen -0,25 en +0,25 meter NAP), dus in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken. Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken (beneden -0,25 meter NAP) is de dichtheid lager.

De Blauwborst is een broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, waar de soort vooral op de bodem zijn voedsel vindt. Op onbeweide platen komt de Blauwborst vooral voor op de lagere plaatdelen, waar de soort met name foerageert op de oeverwal. Op beweide platen komt de Blauwborst vooral voor op de hogere plaatdelen. De soort profiteert hier van het padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties, doordat ook hier op de bodem kan worden gefoerageerd.

De nesten van de Bruine Kiekendief zijn kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren. De soort mijdt daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden. Door de toenemende versnippering van rietvegetaties op beweide platen komt de soort tegenwoordig bijna alleen nog tot broeden op onbeweide platen en in moerasontwikkelingsgebieden. De broedfunctie van het gebied voor deze soort is bovendien gevoelig voor natuurlijke successie via verbossing van rietvegetaties.

Aanbevelingen

Een nadeel van de globaal optimale regressiebomen-methode is dat niet per padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse of bodemhoogteklasse afgelezen kan worden wat de dichtheid van broedvogels is ten opzichte van andere klassen: de regressiebomen-methode maakt zelf keuzes welke klassen worden samengenomen. Om dit te ondervangen is ook de residuen-methode toegepast. Hiermee kan het effect van één verklarende variabele op de mediane vogeldichtheid in beeld gebracht worden in de aanwezigheid van andere verklarende variabelen. Bij de beoordeling van de data kon voor dit rapport alleen een verkennende residuen-analyse worden uitgevoerd. We stellen voor om in het rapport over het monitoringjaar 2021 een uitgebreidere residuen-analyse uit te voeren.

Een ander voorstel is om lange tijdreeksen van broedvogels in rietvegetaties op onbeweide plaatdelen te analyseren op ontwikkelingen in diverse hoogteklassen. Ontwikkelt de broedvogelbevolking in rietvegetaties die jaarlijks geïnundeerd raken zich anders dan die in rietvegetaties die af en toe, respectievelijk bijna nooit geïnundeerd raken? Lange tijdreeksen in onbeheerde rietvegetaties bestaan met name voor de Sennerplaat.

9.1.9. Foerageerverspreiding muizenetende roofvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte

De analyse is beperkt tot Bruine Kiekendief en Blauwe Kiekendief. Van deze soorten is de Bruine Kiekendief een Natura 2000-soort. De Blauwe Kiekendief is de meest algemene muizenetende roofvogel op de centrale platen in het winterhalfjaar.

De Bruine Kiekendief is een soort die aan het begin van het broedseizoen (maart-mei) vooral op vogels jaagt, maar zodra er jongen op het nest zijn (vanaf juni) en de voedselbehoefte toeneemt gewoonlijk overschakelt op woelmuizen. Uit de analyse blijkt dat Bruine kiekendieven vooral foerageren op de lagere plaatdelen (beneden – 0,25 meter NAP) in licht gefragmenteerde rietvegetaties zonder wilgenopslag. Vooral in de nestjongenperiode kan een negatieve invloed van inundatie op de beschikbaarheid van muizen een effect hebben op het broedsucces en daarmee de populatie.

De Blauwe Kiekendief blijkt net als de Bruine Kiekendief ook bij voorkeur te foerageren in licht gefragmenteerde rietvegetaties. In vergelijking met Bruine kiekendieven foerageert de soort meer op middelhoge plaatdelen. Indien inundatie de beschikbaarheid van woelmuizen negatief beïnvloed heeft dit ook effect op de talrijkheid van Blauwe Kiekendieven die in het gebied foerageren.

Aanbevelingen

Gebruik de verspreiding van muizenetende roofvogels uit de periode rondom 2008 om relaties te leggen met padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte. Deze gegevens zijn wel verzameld, maar niet uitgewerkt.

9.2. Synthese

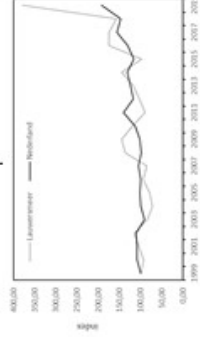
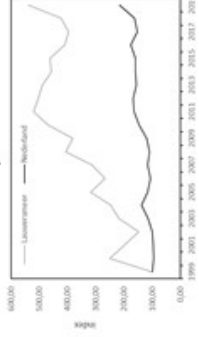
De detailanalyses in monitoringjaar 2020 hebben de ecologische verbanden tussen hoogteligging, inundatie, vegetatieontwikkeling en ontwikkeling van de aantallen van geselecteerde Natura 2000-vogelsoorten in het licht van begrazingsbeheer en effecten van bodemdaling verder verdiept.

Voor de vier rietbroedvogels en voor de twee nauw verwante kiekendiefsoorten (waarvan slechts voor de Bruine Kiekendief Natura 2000-gebiedsdoelen zijn aangewezen), die in het gebied op muizen foerageren, wordt in figuur 9.1 de beslisboom van de *Hand aan de Kraan* systematiek (figuur 2.5) doorlopen.

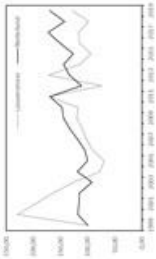
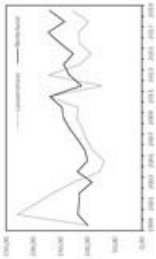
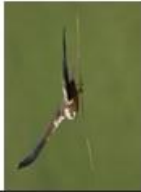
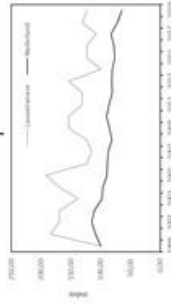
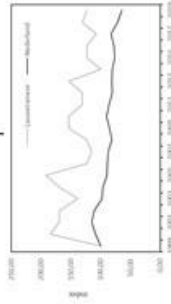
Het synthese overzicht (figuur 9.1) laat zien dat met name de invloed van het begrazingsbeheer voor de rietbroedvogels een bepalende factor is. Daarnaast zijn ook droogval en inundatie van platen bepalend voor de habitatkwaliteit van rietvelden voor rietbroedvogels en voor op muizen foeragerende roofvogels (zie figuur 9.2 voor een recent voorbeeld hoe groot de invloed van droogte kan zijn op de structuur van het riethabitat). Een effect van diepe bodemdaling via maaiveldddaling en verhoogde inundatiekans en -duur op dichtheid en nestsucces is voor sommige Natura 2000-soorten (Rietzanger, Bruine Kiekendief) niet op voorhand uit te sluiten maar kon tot nu toe niet worden vastgesteld. De relatieve bijdrage van respectievelijk diepe bodemdaling, vertrapping door grote grazers en het waterpeilbeheer op de inundatie van platen is niet bepaald. Wel is de orde grootte van deze factoren vele malen kleiner dan die van de variatie in oppervlaktewaterstanden, zowel tussen als binnen de jaren. De grond- en oppervlaktewaterstanden worden voornamelijk door meteorologische

omstandigheden bepaald. Het zijn uiteindelijk deze grond- en oppervlaktewaterstanden die de duur van inundatie en verdroging bepalen.

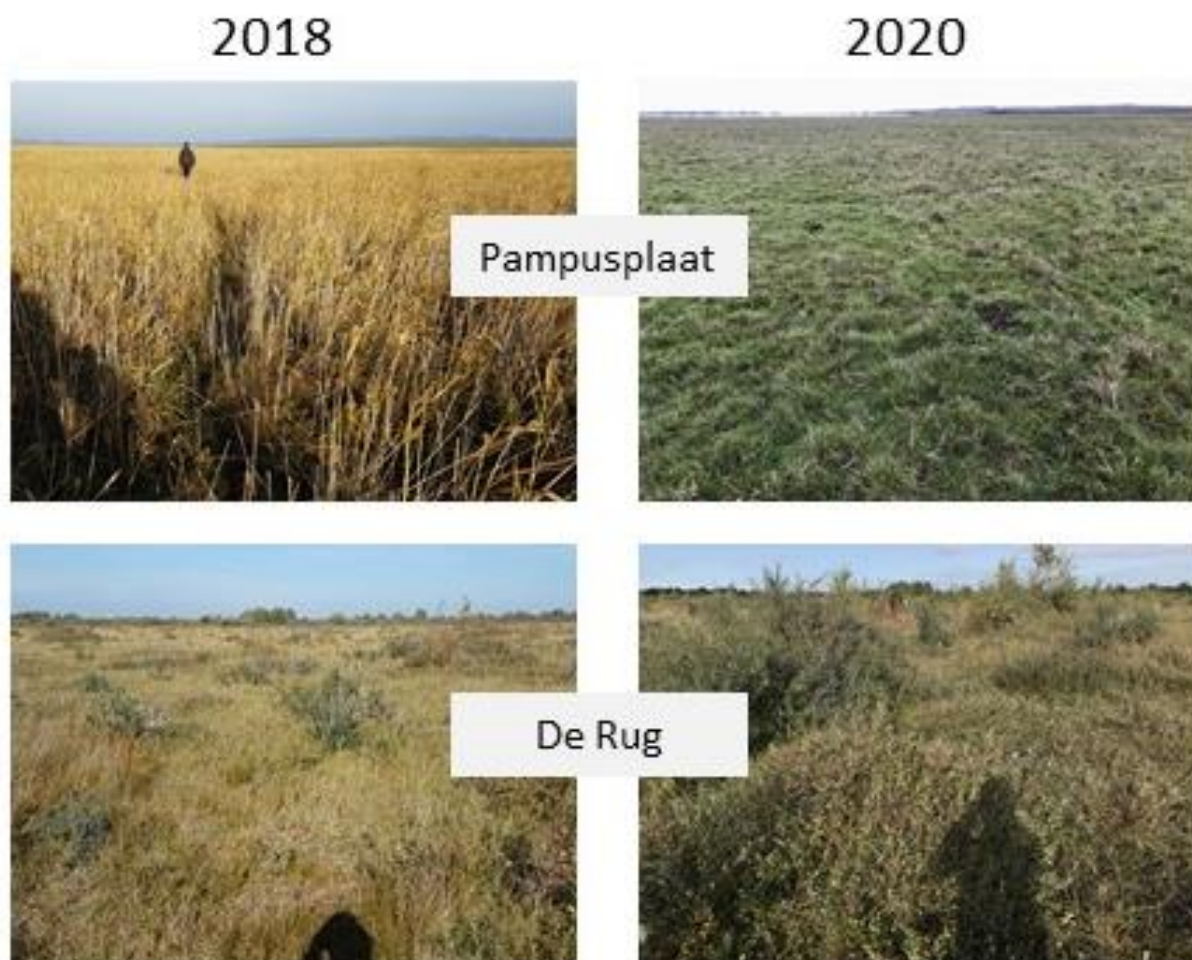
Het strekt tot aanbeveling dat de resultaten van de geïntegreerde analyses in het kader van de effectbeoordeling van gaswinning ook worden meegenomen bij ecologisch-inhoudelijke overwegingen van beleid en beheer door de terreinbeheerder, het waterschap en provincie Groningen. De bij dit rapport betrokken onderzoekers zijn gaarne bereid de onderzoeksresultaten in samenwerking met de NAM als opdrachtgever van het onderzoek verder toe te lichten aan bij het gebied betrokken beheerders en beleidsmakers.

Vogels van de rietvegetatie	Trend NL	Trend Lauwersmeer	Ecologische behoeftes en proxy's voor draagkracht	Effecten van gebiedsverandering door lokale ontwikkeling van vegetatie en inundatiepatroon	Gemeten verandering van voor de soort relevante factoren (met specifieke aandacht voor effect diepe bodemdaling)
Snor 	positief	positief 	soort van vochtig tot nat rietland ++ op lagere, nattere delen van platen; preferert onbeweid rietland met geen of weinig opslag van wilgen	➤ bij toename begrazingsdruk op beweidde platen afname en terugdringing tot onbeweide platen en moerasontwikkeling ➤ profiteert van meer vernatting zolang de platen niet verdwijnen ➤ toename inundatie verhoogt in eerste instantie draagkracht gebied voor de soort	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie ➤ lopende monitoring wijst op sterke toename effecten van beweiding. Dit heeft echter nog geen negatieve gevolgen voor de aantallen omdat de soort nog kan uitwijken naar onbeweide delen.
Blauwborst 	positief	positiever dan landelijk 	broedvogel van hal fopen, droge of vochtige moerasvegetaties, zoekt vooral op de bodem zijn voedsel	➤ soort profiteert van open karakter op beweidde platen (paden-netwerk), ➤ inundatie vertraagt successie en bevordert mozaiek structuur in rietvelden.	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie ➤ lopende monitoring wijst uit dat soort profiteert van beweiding met grote grazers.

Figuur 9.1. Toepassing van het beslisschema uit de Hand aan de Kraan systematiek voor vogels van rietvegetaties. Van links naar rechts wordt eerst een bespiegeling gedaan van de aantallen in het Lauwersmeer en landelijke aantalsontwikkelingen, daarna worden de gebiedsfuncties in het licht van ecologische behoeftes van de soort gezet en daarna voor de factoren beweiding en toename van de inundatiefrequentie een ecologische effectbeoordeling gegeven (boven: broedvogels, onder: foeragerende roofvogels)

Vogels van de rietvegetatie	Trend NL	Trend Lauwersmeer	Ecologische behoeftes en proxy's voor draagkracht	Effecten van gebiedsverandering door lokale ontwikkeling van vegetatie en inundatiepatroon	Gemeten verandering van voor de soort relevante factoren (met specifieke aandacht voor effect diepe bodemdaling)
Rietzanger 	positief 	stabiel (negatiever dan landelijk) 	soort van droog tot vochtig rietland; Heeft maximum-dichtheid in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken; Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken is de dichtheid lager.	➤ beweiding met aantasting gesloten rietvegetatie is negatief voor de aantalsontwikkeling. ➤ toename van inundatie frequentie verkleint draagkracht van het gebied ➤ opschuiven van soort verwacht op moment dat platen natter worden; op hogere platen echter beperking door uitbreiding struweel	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie ➤ lopende monitoring duidt op aantasting van de gesloten rietveld door de beweiding.
Bruine Kiekendief 	negatief 	negatief; broedpopulatie onder instandhoudingsdoel 	kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren; mijdt daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden; foerageert later in het broedseizoen vooral op muizen; foerageert op de lagere plattendelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag	➤ komt door toenemende versnippering van rietvegetaties op beweidde platen alleen nog tot broeden op onbeweidde platen en in moerasontwikkeling; ➤ verbossing van rietvegetaties door natuurlijke successie is negatief voor de soort ➤ inundatie van platen zorgt voor lagere dichtheid grondpre-datoren, dit is gunstig voor de broedfunctie ➤ inundatie van de platen heeft negatief effect op het aanbod van woelmuizen; dit is negatief voor de foerageerfunctie ➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien	➤ lopende monitoring duidt op aantasting van het broedhabitat als gevolg van successie (opslag) en fragmentatie van de rietvelden. ➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie
Blauwe Kiekendief 	negatief 	in winterhalfjaar meest algemene muizenetende roofvogel; winterpopulatie met grote fluctuaties	Gebruikt het gebied in de winter als slaapplaats; foerageert buiten broedseizoen vooral op muizen; foerageert bij voorkeur in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag op middelgrote plattendelen	➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien ➤ toename wilgenopslag is ongunstig ➤ negatief effect van inundatie op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de foerageerfunctie	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie

Figuur 9.1. vervolg



Figuur 9.2. Vegetatieveranderingen van 2018 naar 2020 in muizenraaien Pampusplaat 1 en de Rug 2. De foto's zijn genomen op exact dezelfde locatie en in dezelfde richting in 2018 en 2020. In de muizenraai Pampusplaat 1 is de hoogte van de rietvegetatie sterk afgenomen, in de muizenraai de Rug 1 is de hoogte en de bedekking van het struweel sterk toegenomen. De zomerse droogte op de platen in 2018-2020 lijkt de verklaring hiervoor te zijn.

Literatuur

- Asmuth, J.R. von, K. Maas en M. Kotters 2005. Handleiding Menyanthes versie 1.6. Kiwa projectnr. 305547050, KIWA water research, Nieuwegein.
- Asmuth, J. R. von & E. Vonk 2017. Menyanthes Quick Start Guide. KWR-rapport 2017.032. KWR, Nieuwegein.
- Bakker, R & P. de Hoop 2016. Vegetatie- en plantensoortenkartering Lauwersmeer 2015. A&W-rapport 2195. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bakker, R., Bijkerk, W. & Buis. R. 2015. Monitoring effecten van bodemdaling in de Lauwersmeer. Achtste voortgangsrapportage (2014). A&W-rapport 2084. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Beemster N. 1995. Broedvogels van het Lauwersmeergebied in de periode 1990-1994. Werkdocument 1995-18Lio). Rijkswaterstaat, Lelystad.
- Beemster, N., H.J. Drost, M.R. van Eerden 1989. Evaluatie van het beheer in het natuurgebied van het Lauwersmeer in de periode 1982-87. Flevobericht 303. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- Beemster, N. & C. Dijkstra 1991. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 1. Variaties in voedselaanbod: woelmuizen. Intern rapport 1991-21 lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- Beemster, N. 1994. Roofvogels in de Nederlandse wetlands:3. Aantalsveranderingen van roofvogels en uilen in het Lauwersmeer in de periode 1969/70-1990/91. Intern Rapport 1994-2lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- Beemster, N. & S. van Rijn 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 8. Variatie in jaagsucces van op Veldmuizen jagende roofvogels. Intern Rapport 1995-14 lio. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied. Lelystad.
- Beemster, N. & J. Mulder 2002. De vossenproblematiek rond het Lauwersmeer, een verkenning. A&W-rapport 332, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Beemster, N. & W. Bijkerk 2005. Nulmeting Nationaal Park Lauwersmeer 2005. A&W-rapport 747. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Beemster, N., R.M.G. van der Hut, B. Koks & C. Trierweiler. 2011. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen. Pilotonderzoek in 2010. A&W-rapport 1581. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. B. Koks, R. van der Hut & M. Postma. 2012. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen in 2011. A&W-rapport 1701. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. & J.T. Vulink 2013. The long-term influence of grazing by livestock on common vole and raptors in man-made wetlands in the Netherlands. Lutra 56: 5-21.
- Beemster, N. 2016. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2015. A&W-rapport 2189. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2017. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2016. A&W-rapport 2288. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2018. Muizenetende roofvogels in relatie tot muizenaanbod. In: Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stalhl 2018. Monitoring van effecten van bodemdaling op vegetatie, vogels en muizen in het Lauwersmeer in 2017. SOVON-rapport 2018 / 15 / A&W-rapport 2466. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Beemster, N. 2019a. Box 2: Detailanalyse van de foerageerfunctie van het gebied voor Grauwe kiekendieven. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stalhl 2019. Analyse van effecten van bodemdaling op vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2018. SOVON-rapport 2019 / 24 / A&W-rapport 2552. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.

- Beemster, N. 2019b. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2018, Bijlage 7 van SOVON-rapport 2019/24. A&W-rapport 3054. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & P. Wiersma 2020. Prooibeschikbaarheid en broedveiligheid voor Grauwe Kiekendief en Velduil in en rond Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 2521. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N., M. Sikkema & S. Attema 2020. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2019. A&W-rapport 3279. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2020. H6. Muizen en muizenetende roofvogels. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, R. Buijs, P. de Boer, M. Bekkema, C. Kampichler, J. Stahl 2020. Analyse van effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2019. SOVON-rapport 2020 / 22 / A&W-rapport 19-347. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2008. Monitoring effecten van bodemdaling op vegetatie in de Lauwersmeer. Eerste voortgangsrapportage (2007/2008). A&W-rapport 1123. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2013. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Verslag monitoringsperiode 2007 t/m 2012. A&W-rapport 1885. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2016. Monitoring effecten van bodemdaling op vegetatie in de Lauwersmeer. Negende voortgangsrapportage (2015). A&W-rapport 2187. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bijlsma, R.G. 2021. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2020. De Takkeling 29 (1): 8-48.
- Boele A., van Bruggen J., Hustings F., van Kleunen A., Koffijberg K., Vergeer J.W. & van der Meij T. 2021. Broedvogels in Nederland in 2019. Sovon-rapport 2021/02. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Breiman L., J. Friedman, R. Olshen & C. Stone 1984. Classification and Regression Trees. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL, USA.
- van Deursen M., Cornelissen P. Vulink T. & Esselink P. 1993. Jaarrondbegrazing in de Lauwersmeer: zelfredzaamheid van grote grazers en effecten op de vegetatie. De Levende Natuur 94: 196-204.
- Dijkstra, C., N. Beemster, M. Zijlstra, S. Daan & M. van Eerden 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevobericht 303, Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Dijkstra, C. & M. Zijlstra 1997. Reproduction of the Marsh harrier *Circus aeruginosus* in recent land reclamations in the Netherlands. Ardea 85: 37-50.
- Groen, K.P. 1991. Geschiedenis van het zoutonderzoek in Nederland. Flevobericht, 321, Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- Grubinger T., A. Zeileis & K.P. Pfeiffer 2014. evtree: Evolutionary Learning of Globally Optimal Classification and Regression Trees in R. Journal of Statistical Software, 61, Issue 1:1-29. URL <http://www.jstatsoft.org/>.
- Holtland J. & Hennekens S. 2020. Handleiding Iteratio 2, 2020. BIJ12, Utrecht.
- Hoogenboom, H. 2014. Aquatische ecologie. Functioneren en beheren van zoete en brakke aquatische ecosystemen. ISBN: 9789050114875, KNNV-uitgeverij Utrecht.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. Mammalian Biology 68: 102-111.
- Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2018. Monitoring van effecten van bodemdaling op vegetatie, vogels en muizen in het Lauwersmeer in 2017. SOVON-rapport 2018 / 15 / A&W-rapport 2466. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Bakker R., Bekkema M., Buijs R., de Boer P., Ens B., Kampichler C. & Stahl J. 2019. Analyse van effecten van bodemdaling op vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2018. Sovon-rapport 2019/24 & A&W-rapport 2552. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.

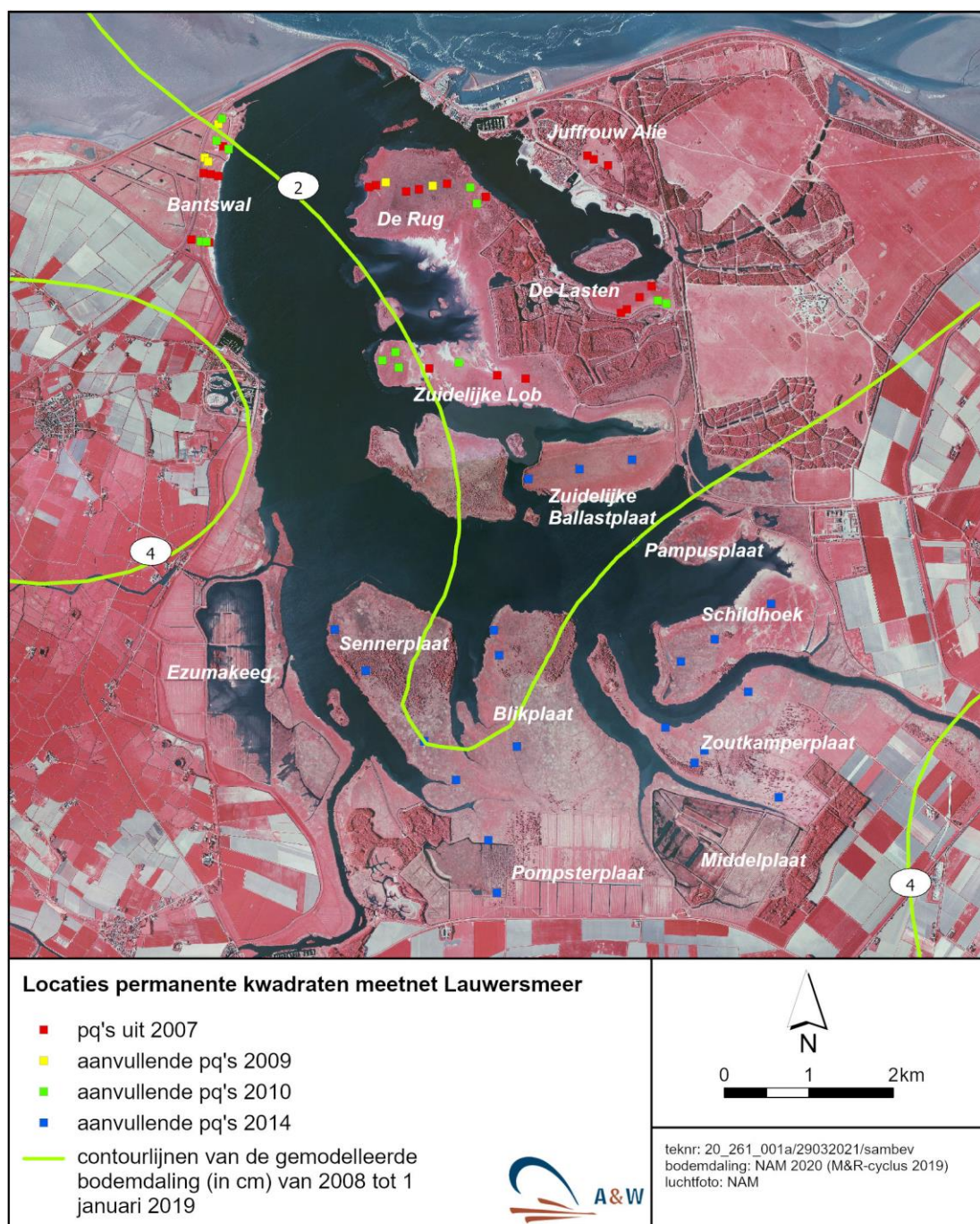
- Kleefstra, R., N. Beemster, J. Kloosterhuis & E. van Winden 2020. Watervogels in het Lauwersmeer in 2018-2019. SOVON-rapport 2020 / 14. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Bakker R., Buijs, R., de Boer P., Bekkema, M., Kampichler C. & Stahl J. 2020. Analyse van effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2019. Sovon-rapport 2020/22 en A&W-rapport 19-347. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.
- Lehsten, D., J.R. von Asmuth & M. Kleyer 2011. Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. *Wetlands* 31(3):511-520.
- NAM 2007. Winning Waddengas vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Monitoringsprogramma 2007 – 2012. NAM documentnr. EP20070101533. NAM, Assen.
- NAM 2020 a. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Resultaten uitvoering meet- en regelcyclus 2019. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- NAM 2020 b. Bodemdaling door aardgaswinning in Groningen, Friesland en het noorden van Drenthe. Status rapport 2020 en Prognose tot het jaar 2080. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- NAM 2020 c. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen: publieksamenvatting en integrale beoordeling van de monitoringresultaten uit 2019. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- R Core team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Van de Rijt & Esselink 2006. Toepassing van het vegetatiemodel EMOE voor de introductie van een gedempt getij in de Lauwersmeer. Rapport 2006-2, Hansson Ecodata / rapport 2006-102, Bureau Koeman Bijkerk, Haren.
- Veen K. van der, W. Bijkerk & M. Brongers 2005. De Vegetatie van de Lauwersmeer in 2004. A&W-rapport 572. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden
- Vergeer J.W., van Dijk A.J., Boele A., van Bruggen J. & Hustings F. 2016. Handleiding Sovon broedvogelonderzoek: Broedvogel Monitoring Project en Kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Wijnhoven, S., G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2005. Flooding ecology of voles, mice and shrews: importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica* 50 (4): 453-472.
- Wijnhoven, S., G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2006. Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals. *Hydrobiologica* 565: 135-152.
- Wymenga, E., J. Latour, N. Beemster, D. Bos, N. Bosma, J. Haverkamp, R. Hendriks, G.J. Roerink, G.J. Kasper, J. Roelsma, S. Scholten, P. Wiersma & E. van der Zee 2016. Terugkerende muizenplagen in Nederland. Inventarisatie, sturende factoren en beheersing. A&W-rapport 2123. Altenburg & Wymenga bv, Alterra Wageningen UR, Livestock Research Wageningen, Wetterskip Fryslân, Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief. Feanwâlden.
- Zoetendal, J.R., Y. de Leeuw & N. Zwaanswijk. 2005. Effectenstudie aardgaswinningen Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Grontmij, Drachten.

Bijlagen

Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP)

	pqnr	2008	2012	2019	2020
Bantswal	BW1N	0,35	0,34		
	BW1Z	0,30	0,31		
	BW2N	0,16	0,14	0,17	0,12
	BW2Z	0,17	0,15	0,16	0,14
	BW3N	-0,43	-0,44		
	BW3Z	-0,44	-0,44		
	BW4N	-0,03	-0,02	-0,05	-0,06
	BW4Z	-0,04	-0,04	-0,06	-0,09
	BW5N	-0,20	-0,21	-0,22	-0,22
	BW5Z	-0,27	-0,28	-0,26	-0,29
	BW6N		-0,52	-0,41	-0,58
	BW6Z		-0,52	-0,45	-0,56
	BW7N	1,66	1,63		
	BW7Z	1,72	1,69		
	BW8N	-0,14	-0,13		
	BW8Z	-0,15	-0,15		
	BW9N	-0,56	-0,56		
	BW9Z	-0,54	-0,53		
	BW10N		-0,72	-0,79	-0,77
	BW10Z		-0,71	-0,79	-0,76
	BW11N		0,06	0,03	0,05
	BW11Z		0,04	0,01	0,03
	BW12N		0,21	0,18	0,20
	BW12Z		0,22	0,16	0,21
	BW13N		-0,11	-0,09	-0,10
	BW13Z		-0,11	-0,11	-0,12
	BW14N		-0,46	-0,42	-0,47
	BW14Z		-0,43	-0,41	-0,45
	BW15N		-0,08	-0,13	-0,15
	BW15Z		-0,14	-0,16	-0,19
	BW16N		-0,53	-0,55	-0,60
	BW16Z		-0,56	-0,55	-0,60
	BW17N		0,39	0,34	0,37
	BW17Z		0,24	0,17	0,20
	BW18N		0,08	0,11	0,08
	BW18Z		0,11	0,13	0,10
	BW19N			1,70	1,68
	BW19Z			1,81	1,79
	BW20N			-0,42	-0,49
	BW20Z			-0,43	-0,49
Juf. Alie	JA1O	-0,46	-0,48	-0,48	-0,44
	JA1W	-0,45	-0,48	-0,46	-0,43
	JA2O	-0,41	-0,44	-0,43	-0,37
	JA2W	-0,42	-0,46	-0,44	-0,37
	JA3N	-0,43	-0,43	-0,42	-0,42
	JA3Z	-0,42	-0,43	-0,41	-0,41
De Lasten	LA1O	-0,33	-0,34	-0,40	-0,34
	LA1W	-0,33	-0,33	-0,40	-0,35
	LA2O	-0,39	-0,39	-0,45	-0,39
	LA2W	-0,38	-0,39	-0,46	-0,41
	LA3O	-0,68	-0,71	-0,72	-0,66
	LA3W	-0,66	-0,64	-0,70	-0,67
	LA4O	-0,35	-0,36	-0,40	-0,35
	LA4W	-0,35	-0,35	-0,40	-0,35
	LA5O		-0,41	-0,43	-0,39
	LA5W		-0,41	-0,42	-0,38
	LA6O		-0,39	-0,44	-0,40
	LA6W		-0,39	-0,44	-0,37
De Rug	RU1N	-0,38	-0,34	-0,38	-0,37
	RU1Z	-0,39	-0,37	-0,38	-0,41
	RU2O	0,14	0,19	0,17	0,18
	RU2W	0,16	0,19	0,19	0,26
	RU3N	0,12	0,15	0,16	0,13
	RU3Z	0,12	0,16	0,16	0,13
	RU4N	0,06	0,09	0,08	0,08
	RU4Z	0,05	0,10	0,08	0,06
	RU5N	-0,26	-0,25	-0,29	-0,27
	RU5Z	-0,27	-0,24	-0,28	-0,27
	RU6N	-0,38	-0,32	-0,32	-0,34
	RU6Z	-0,37	-0,31	-0,27	-0,27
	RU7N		0,22	0,20	0,17
	RU7Z		0,22	0,19	0,16
	RU8N		-0,11	-0,15	-0,14
	RU8Z		-0,11	-0,16	-0,14
	RU9O		-0,36	-0,32	-0,35
	RU9W		-0,35	-0,32	-0,36
	RU10N		-0,36	-0,40	-0,44
	RU10Z		-0,33	-0,38	-0,41
Zuidelijke lob	ZL1N	-0,42	-0,46	-0,42	-0,46
	ZL1Z	-0,42	-0,47	-0,44	-0,48
	ZL2N	-0,72	-0,69	-0,72	-0,73
	ZL2Z	-0,66	-0,66	-0,65	-0,65
	ZL3N	-0,66	-0,70		
	ZL3Z	-0,64	-0,70		
	ZL4N	-0,76	-0,78	-0,72	-0,75
	ZL4Z	-0,76	-0,77	-0,69	-0,75
	ZL5N	-0,44	-0,45		
	ZL5Z	-0,45	-0,46		
	ZL6N		-0,72	-0,70	-0,71
	ZL6Z		-0,67	-0,65	-0,65
	ZL7N		-0,44	-0,47	-0,49
	ZL7Z		-0,43	-0,43	-0,46
	ZL8N		-0,44	-0,43	-0,49
	ZL8Z		-0,44	-0,43	-0,48
Zuid. Ballast-plaat	ZB1			-0,08	
	ZB2			-0,17	
	ZB3			-0,10	
Schild-hoek	SH1			-0,42	-0,44
	SH2			-0,12	-0,16
	SH3			-0,31	-0,23
Zoutkamper-plaat	ZP1			-0,49	-0,49
	ZP2			-0,02	-0,04
	ZP3			0,20	0,19
	ZP4			-0,56	-0,54
	ZP5			-0,04	-0,05
Blik-plaat	BP1			-0,36	-0,36
	BP2			-0,48	-0,50
	BP3			-0,71	-0,70
Sennierplaat	SP1			0,00	
	SP2			-0,38	-0,41
	SP3			-0,76	-0,75
	SP4			-0,55	-0,51
	SP5			-0,15	-0,15
	SP6			-0,64	-0,67

Bijlage 2. Locaties permanente kwadraten (PQs) en gemodelleerde bodemdaling

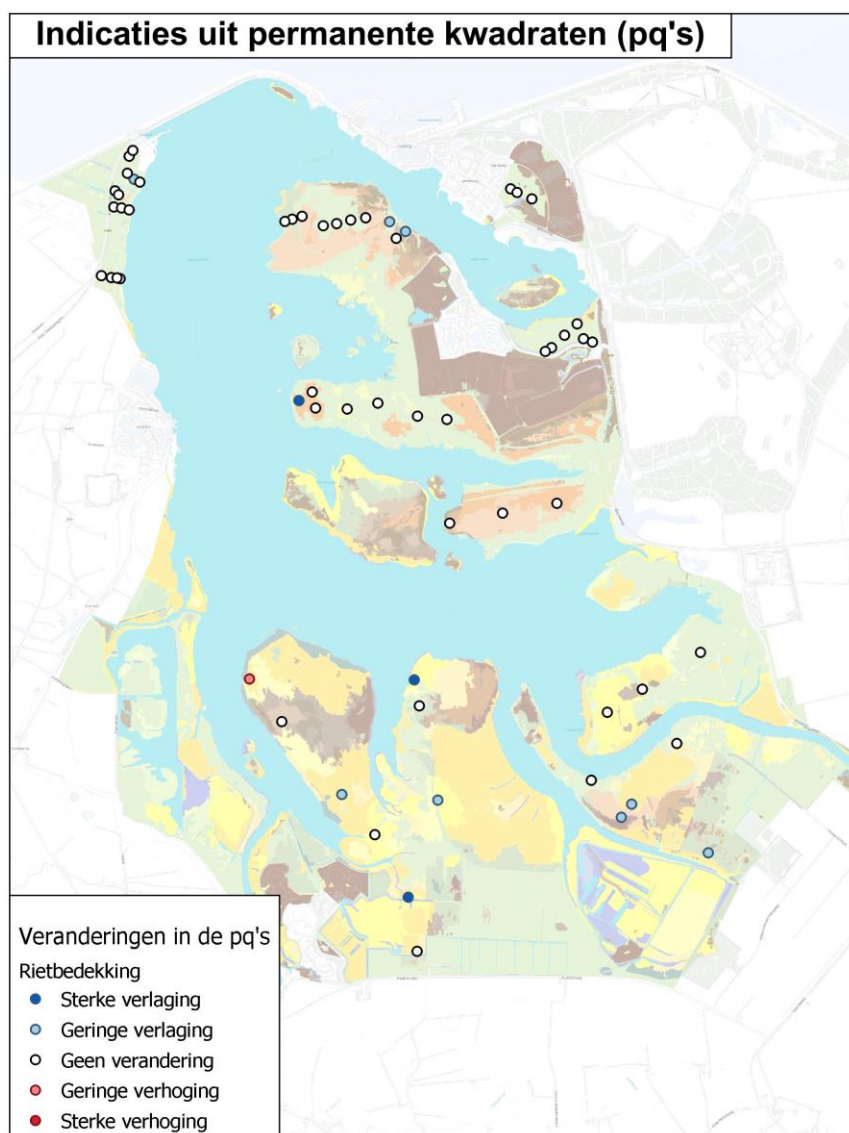


Bijlage 3 Vegetatieopnames 2020

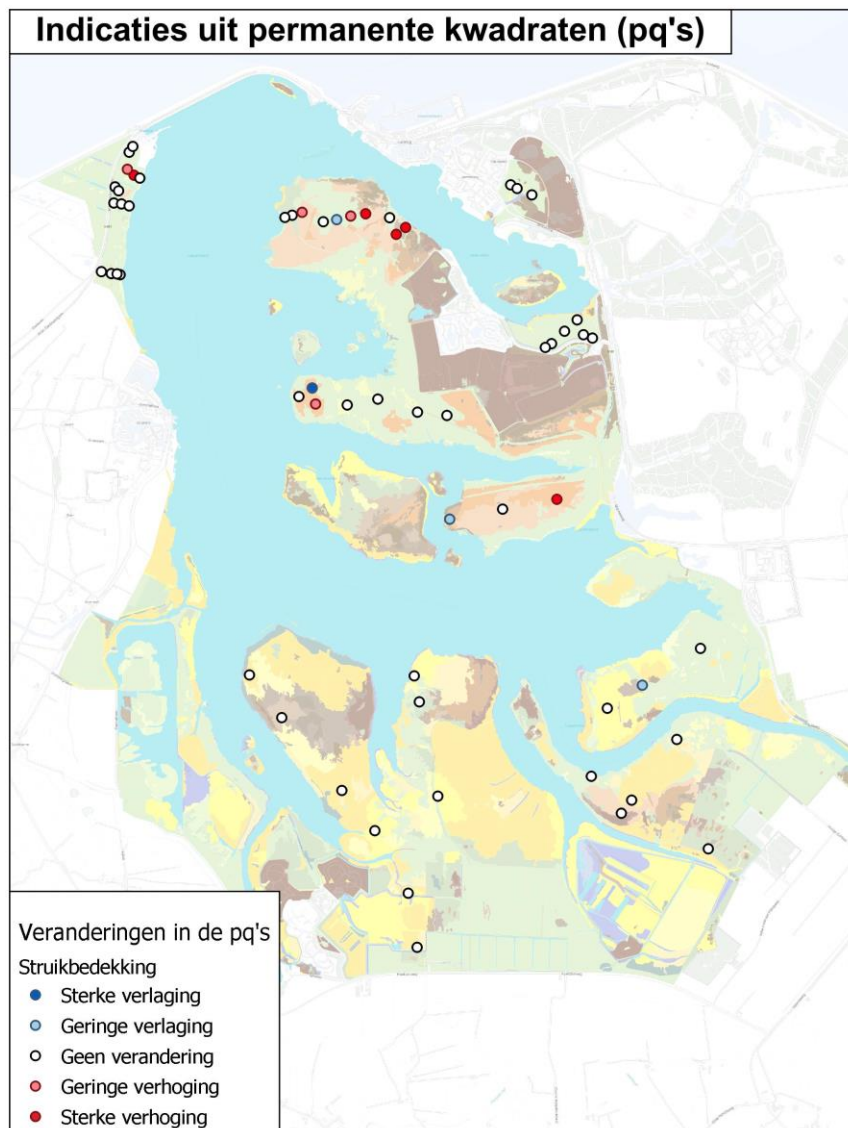
Digitale bijlage 'Bijlage 3_Vegetatieopnamen2020.pdf'

Bijlage 4 Kaartbeelden PQ indicaties

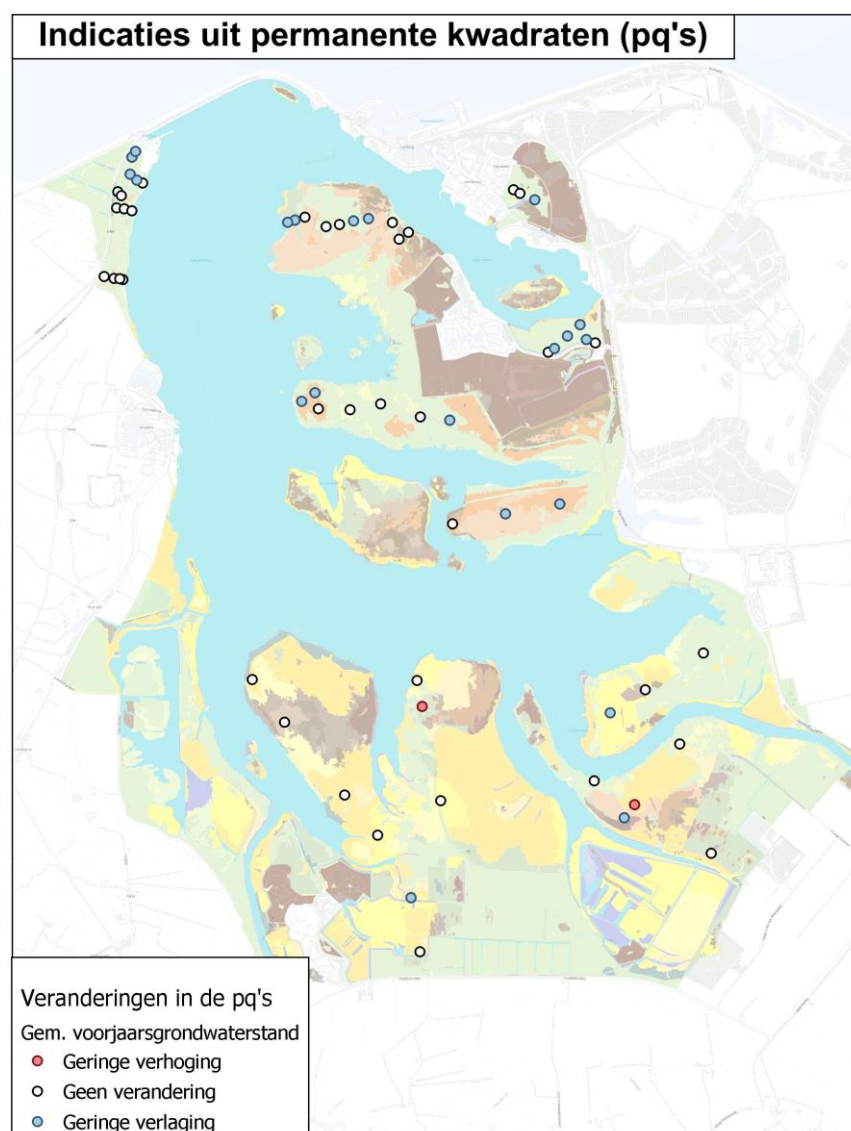
A. Rietbedekking



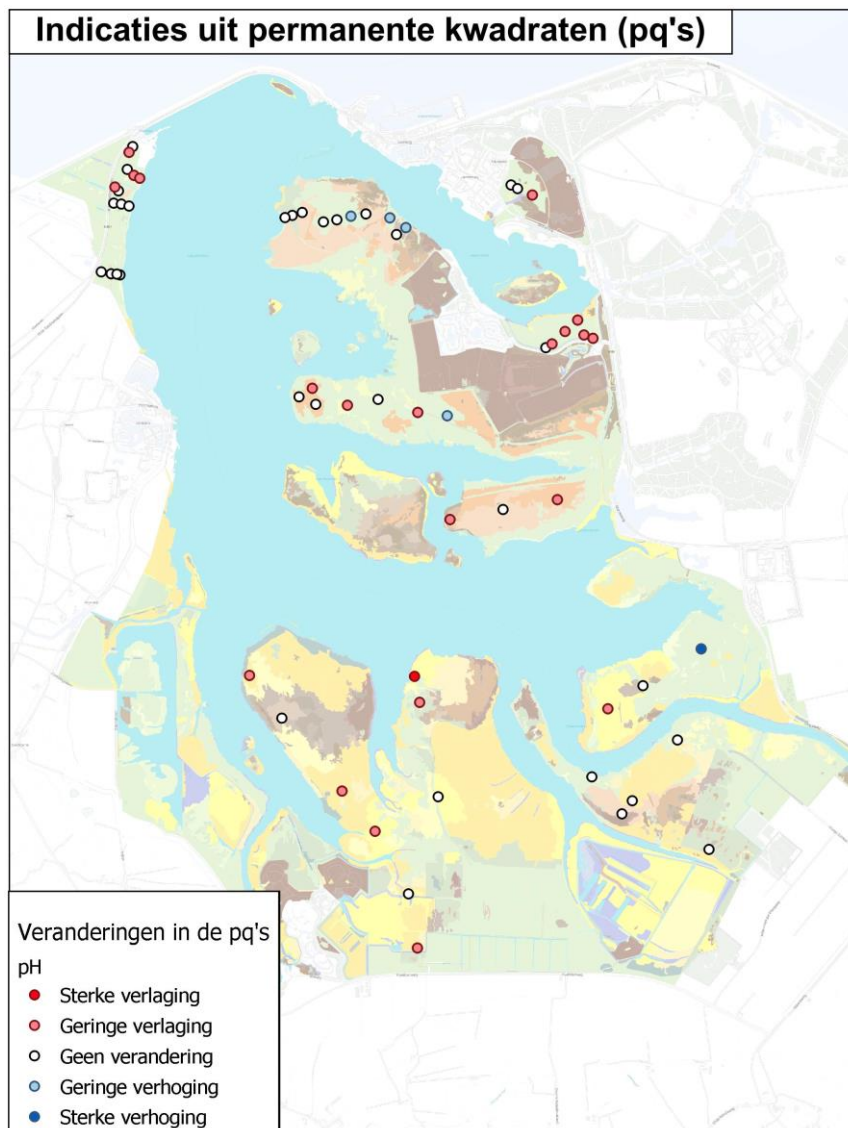
B. Struikbedekking



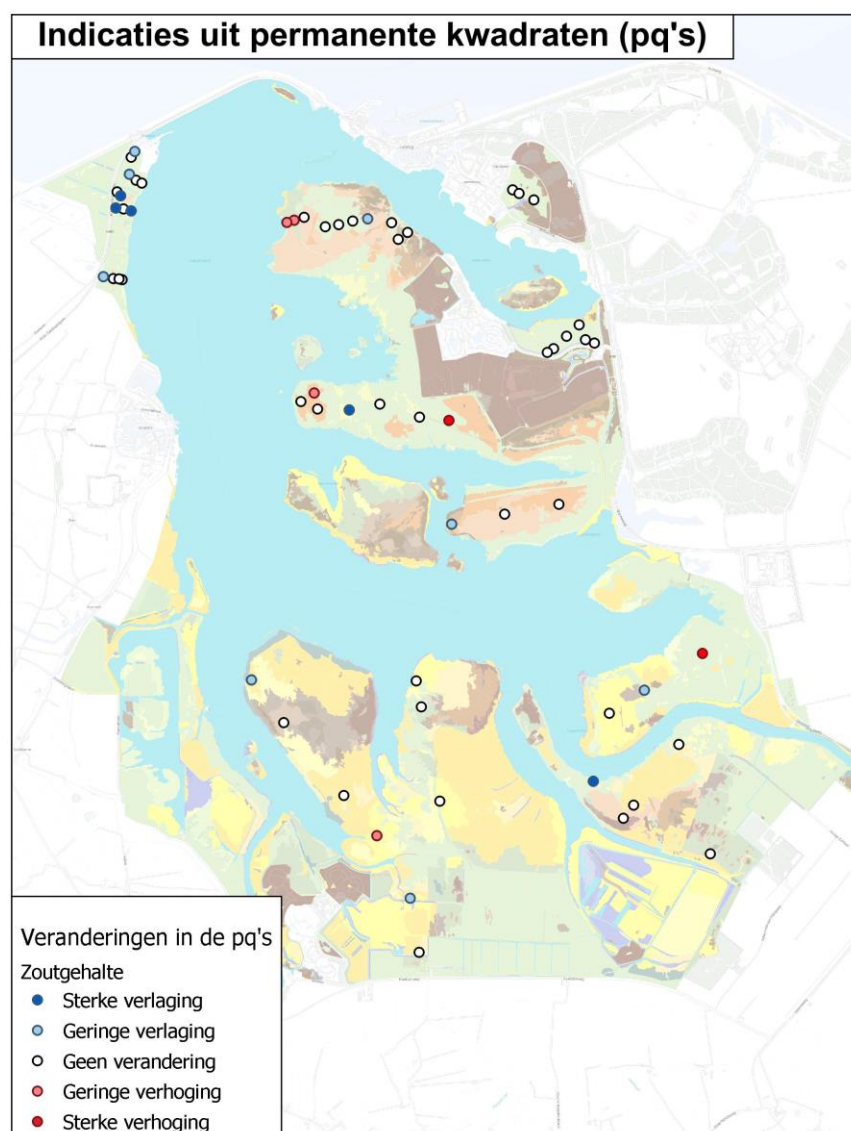
C. Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand



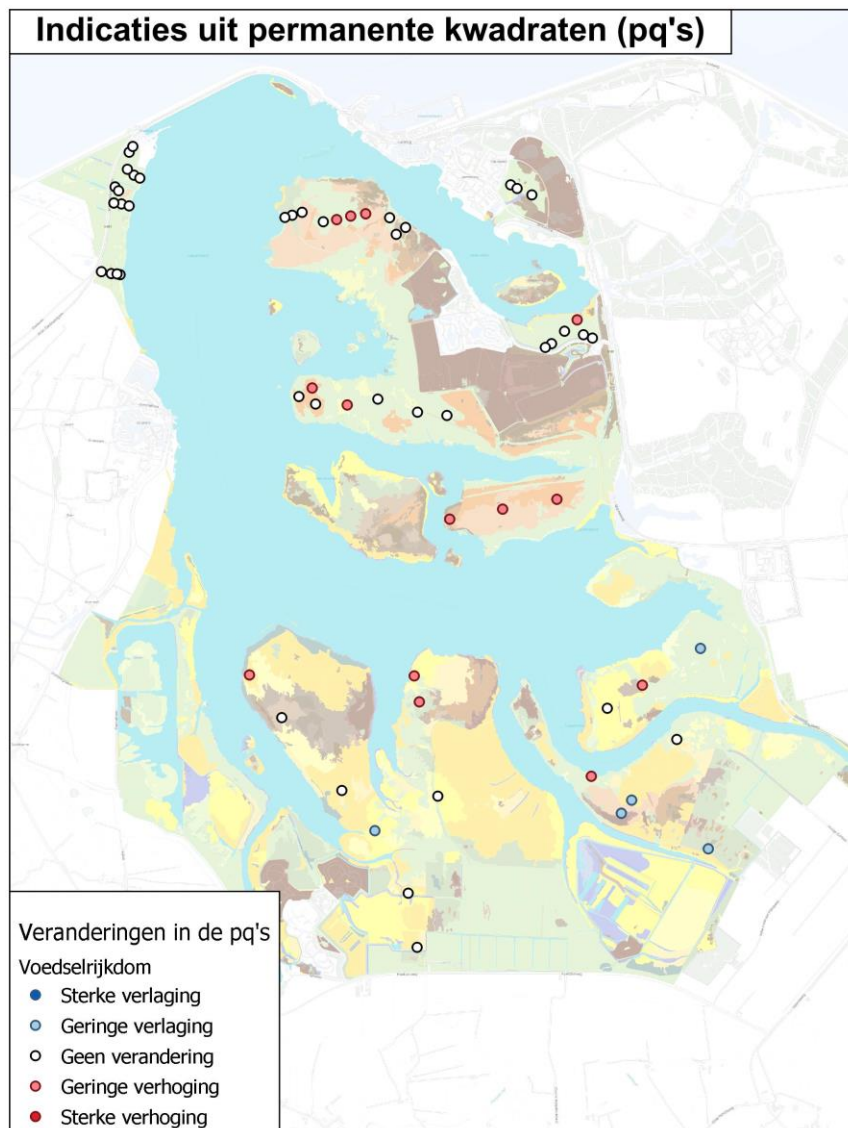
D. PH waarde



E. Zoutgehalte

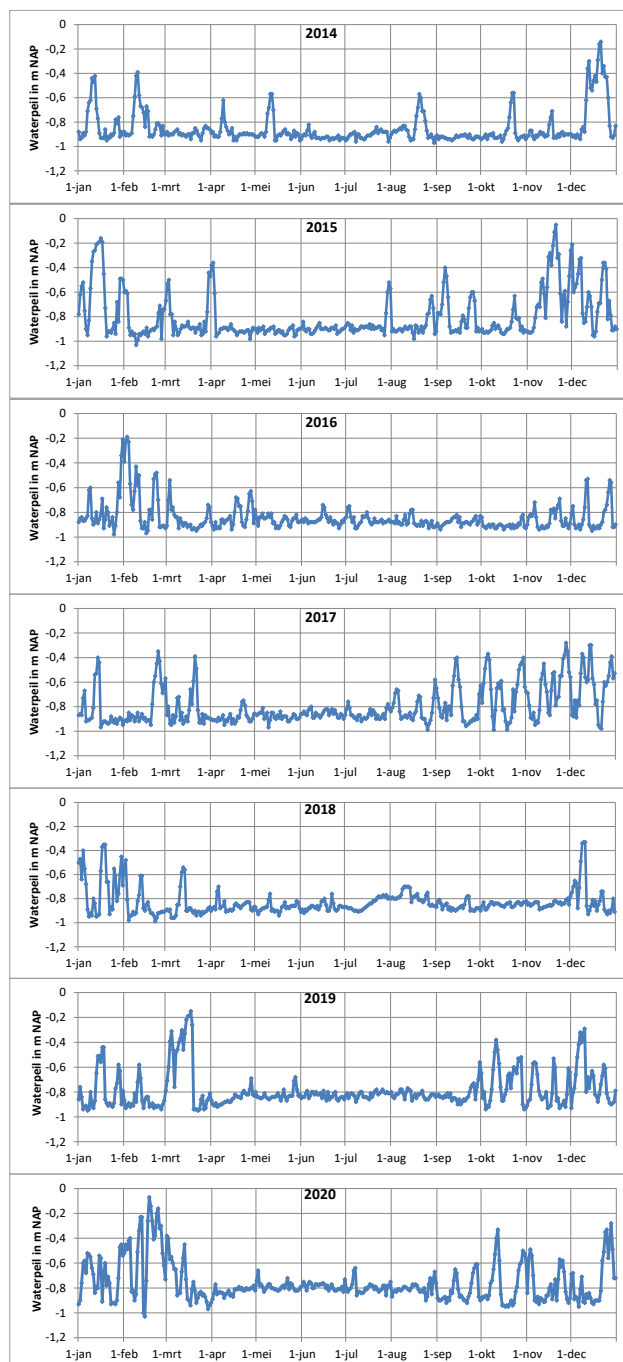


F. Voedselrijkdom



Bijlage 5. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2020

Waterpeilverloop in de boezem van het Lauwersmeer in 2014-2020. Locatie: R.J. Cleveringhsluizen Lauwersoog. Weergegeven is het maximum waterpeil per dag, gebaseerd op metingen om het kwartier.



Bijlage 6. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2020

Weergegeven is het waterpeil in het Lauwersmeer op de teldag zelf en het maximum waterpeil in de periode vanaf 1 juli tot aan de teldag. Locatie: R.J. Cleveringhsluizen, Lauwersoog.

Teldag	Waterpeil op de teldag (in m NAP)	Maximum waterpeil in periode vanaf 1 juli tot aan de teldag (in m NAP)
13-1-2020	-0,79	-0,29
17-2-2020	-0,26	-0,23
16-3-2020	-0,90	-0,07
14-4-2020	-0,85	-0,07
11-5-2020	-0,80	-0,07
16-6-2020	-0,77	-0,07
13-7-2020	-0,83	-0,64
24-8-2020	-0,9	-0,64
21-9-2020	-0,92	-0,64
19-10-2020	-0,95	-0,33
9-11-2020	-0,93	-0,33
21-12-2020	-0,82	-0,33

Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2020

Overzicht van het totaal aantal gevangen muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2020. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.3.

Muizenraai	Vangsten totaal 2020							totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bosspits	Waterspits	Dwergspits	Bosmuis	Dwergmuis	
Pampusplaat 1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pampusplaat 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schildhoek 1	0	0	0	0	1	2	1	4
Schildhoek 2	0	0	2	0	0	0	2	4
Z. Ballastplaat 1	25	0	3	0	1	0	0	29
Z. Ballastplaat 2	36	0	3	0	0	0	0	39
Zuidelijke Lob 1	4	0	1	0	0	0	0	5
Zuidelijke Lob 2	5	0	0	0	0	0	0	5
Rug 1	0	0	0	0	0	12	1	13
Rug 2	0	0	0	0	0	1	7	8
Totaal	70	0	9	0	2	15	11	107

Overzicht van het aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2020. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.3.

Muizenraai	Individuele vangsten 2020			Individuele muizenindex 2020		
	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal
Pampusplaat 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Pampusplaat 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Z. Ballastplaat 1	14	0	14	23,3	0,0	23,3
Z. Ballastplaat 2	26	0	26	43,3	0,0	43,3
Zuidelijke Lob 1	3	0	3	5,0	0,0	5,0
Zuidelijke Lob 2	4	0	4	6,7	0,0	6,7
Rug 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Rug 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Totaal	47	0	47	7,8	0,0	7,8

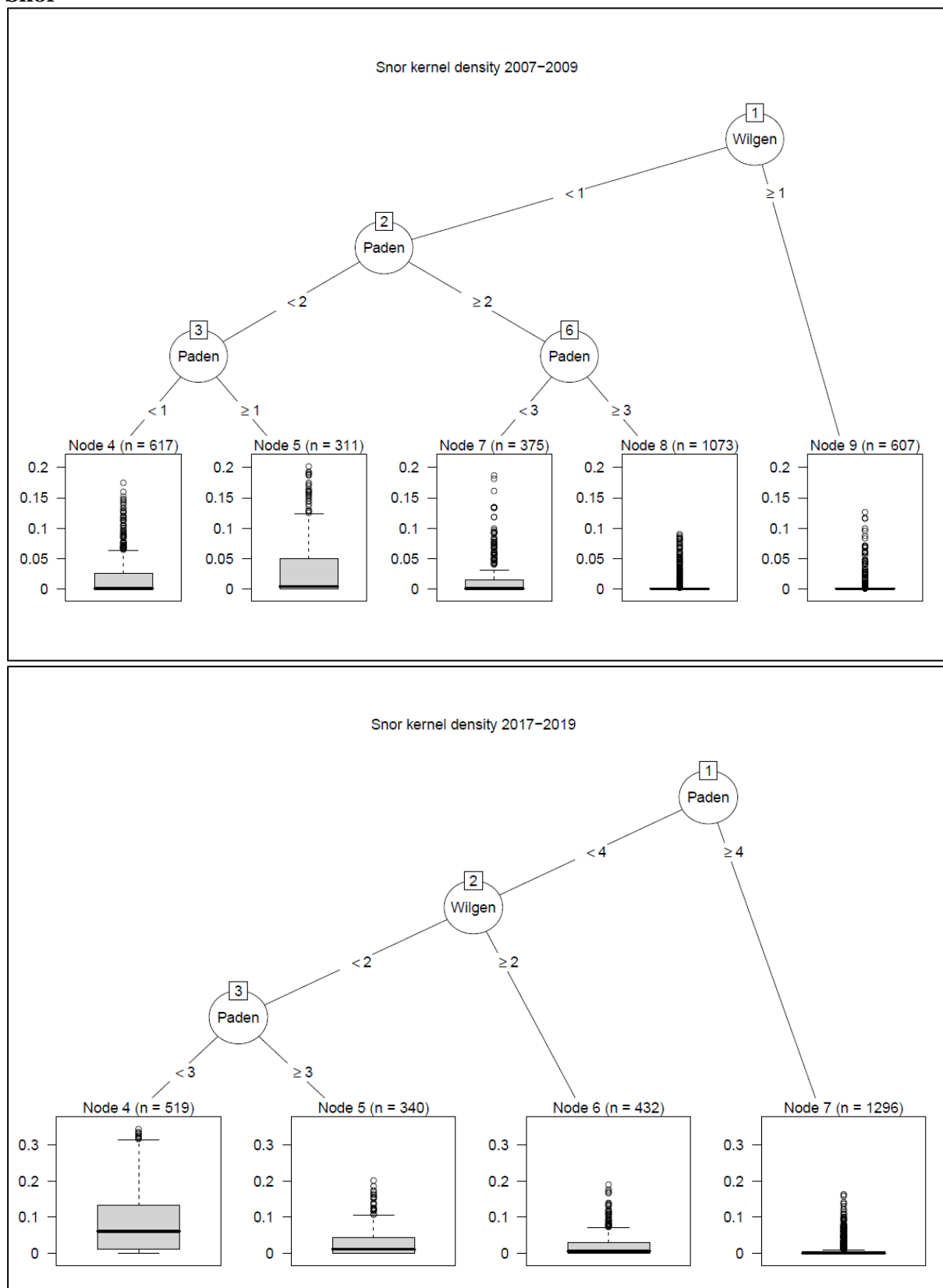
Bijlage 8. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2020

Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in de muizenraaien in oktober 2020.

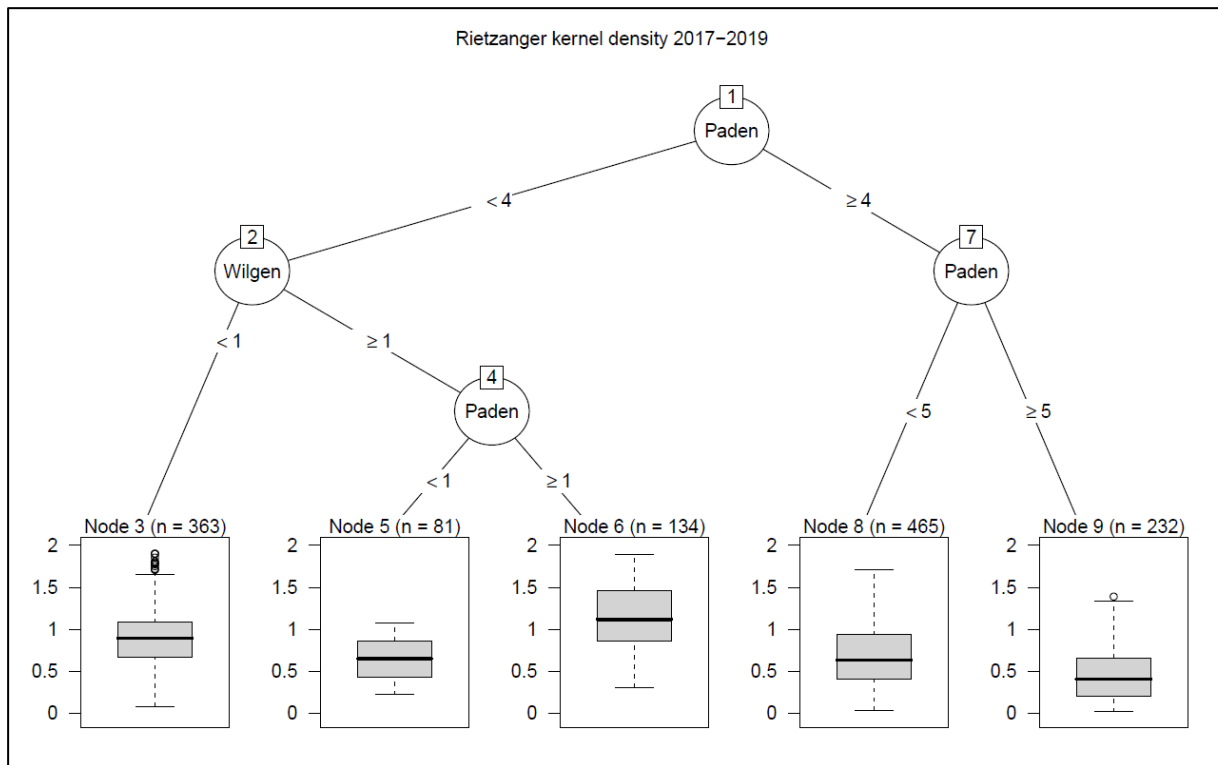
Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	riethoogte (cm)
Ppl. 1	12	64	0	17
Ppl. 2	10	65	0	15
SH 1	24	95	3	51
SH 2	42	96	4	65
ZBP 1	49	87	71	47
ZBP 2	44	93	71	47
Zlob 1	34	88	55	23
Zlob 2	29	83	52	28
Rug 1	32	78	43	34
Rug 2	27	75	41	38

Bijlage 9. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

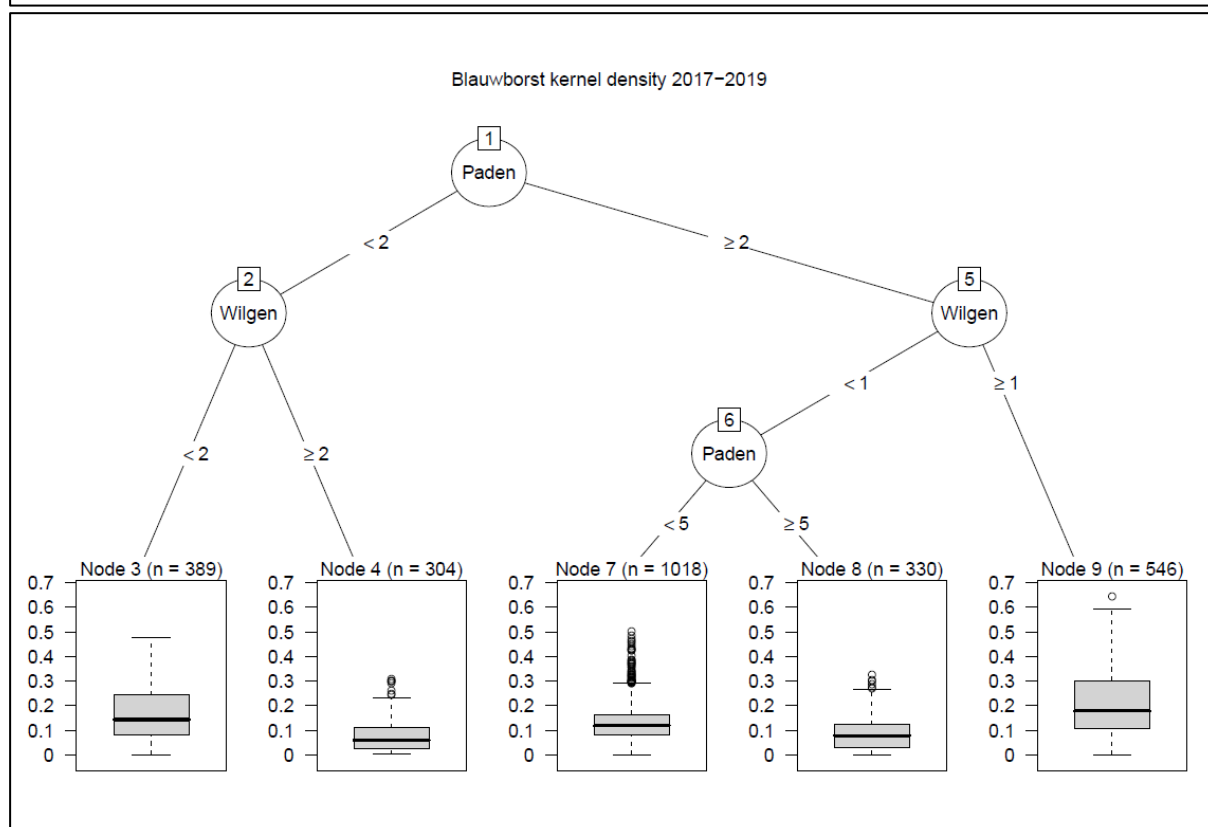
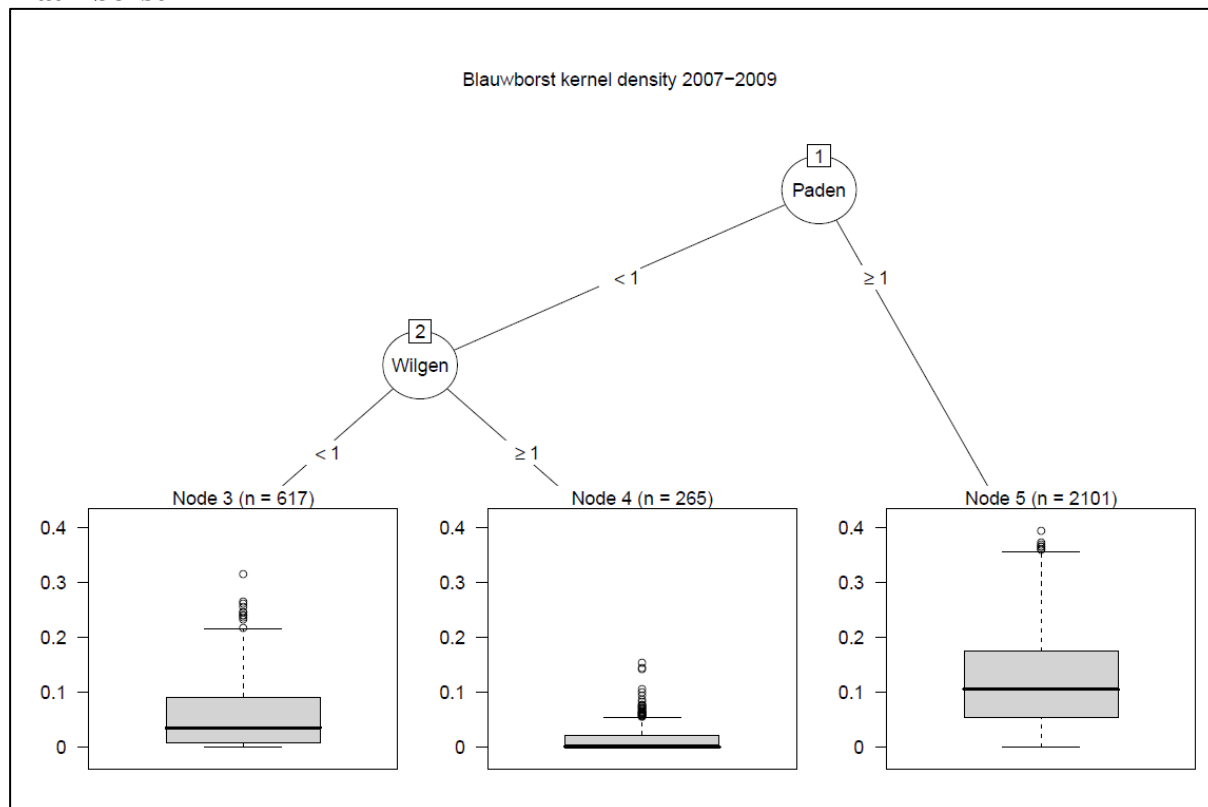
Snor



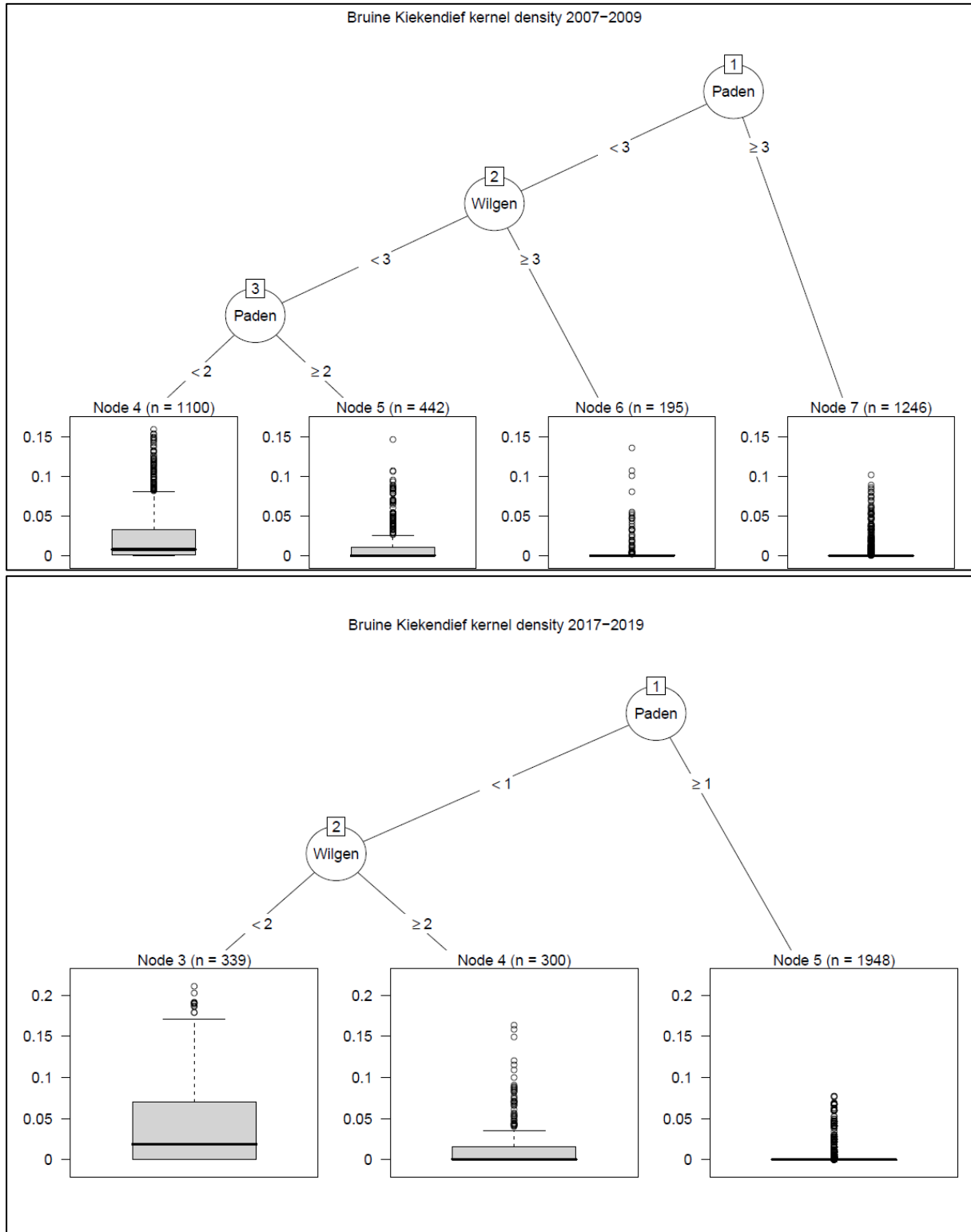
Rietzanger (voor 2007-2009 ontbreken de tellingen)



Blauwborst

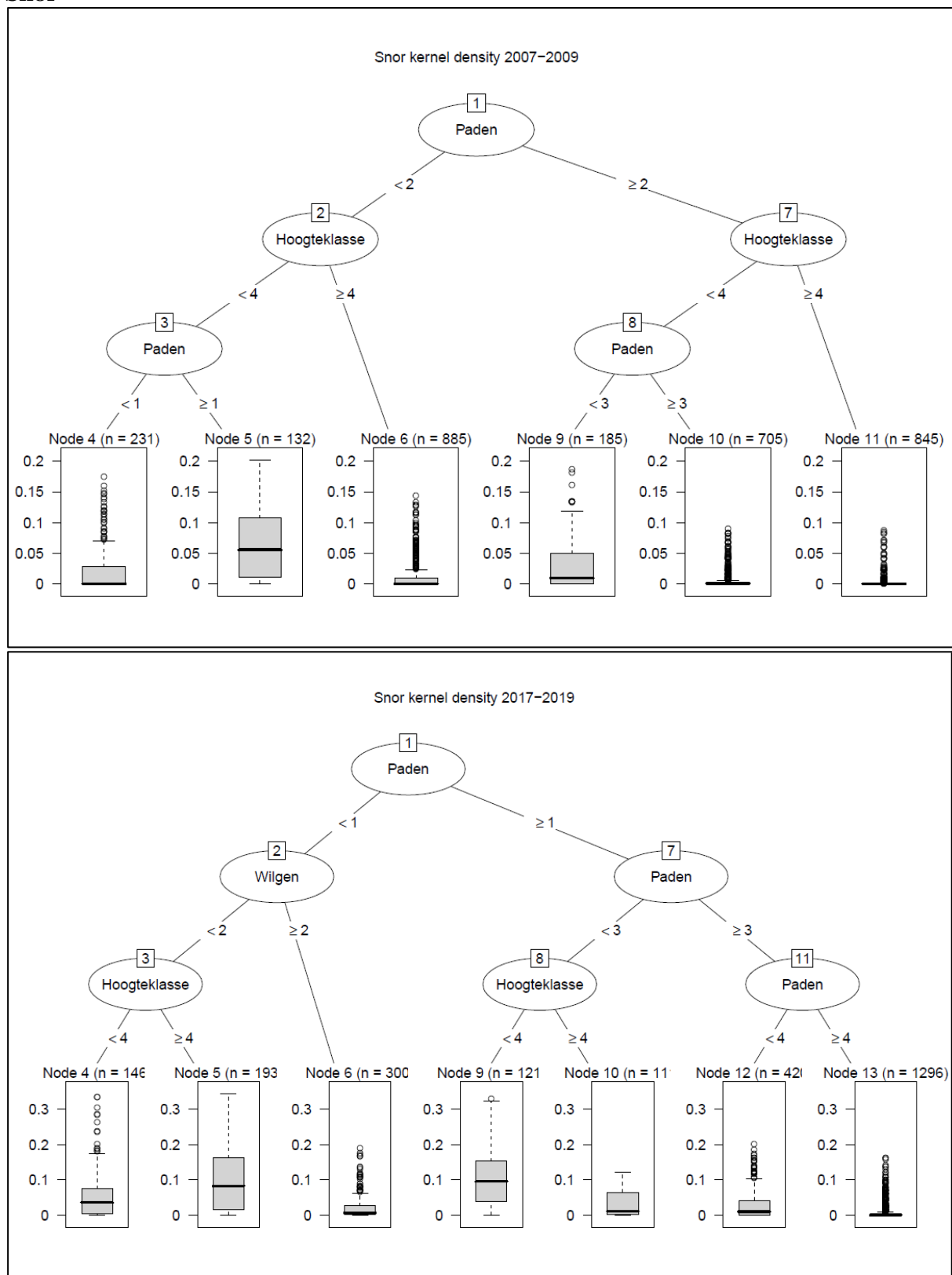


Bruine Kiekendief

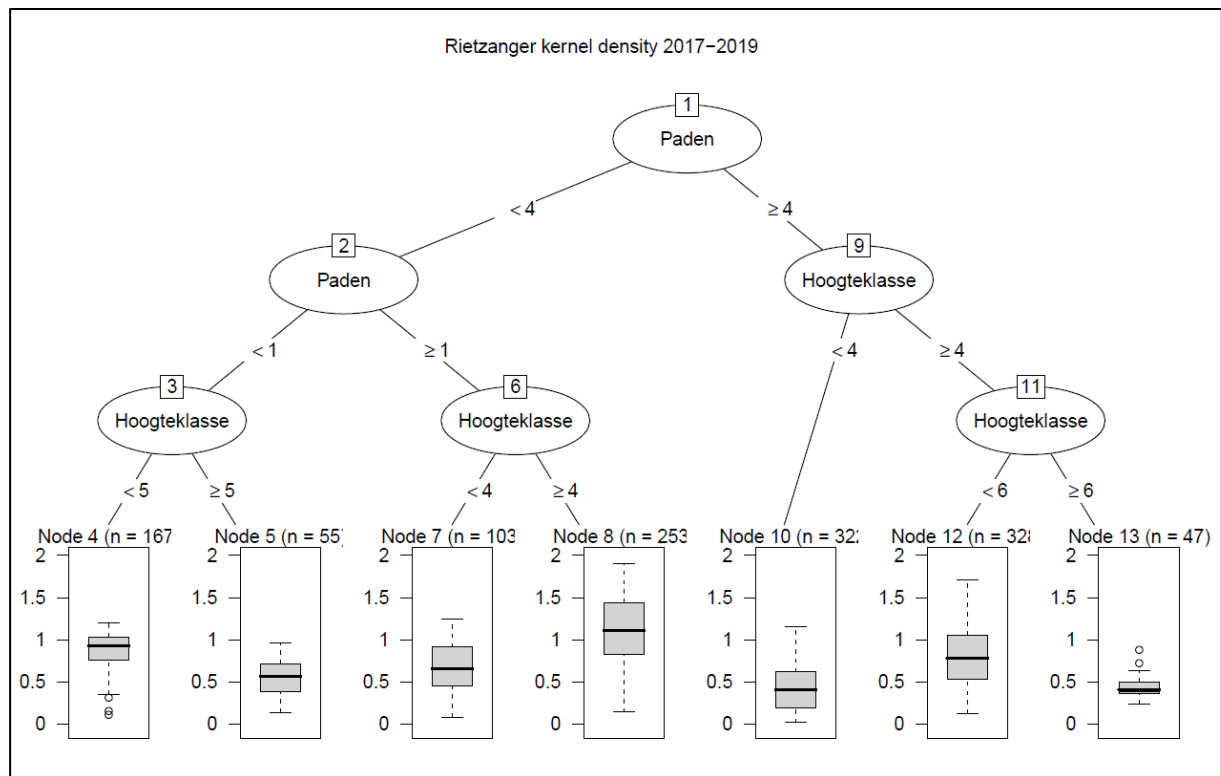


Bijlage 10. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse

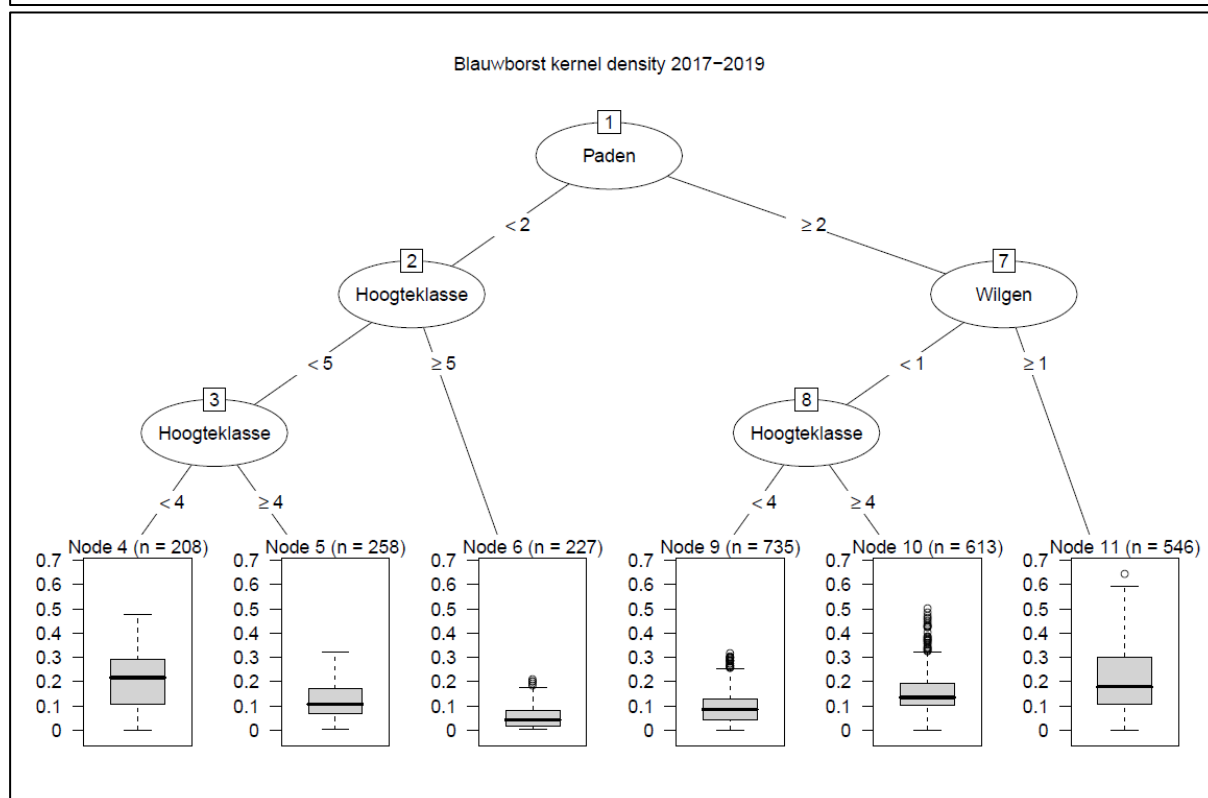
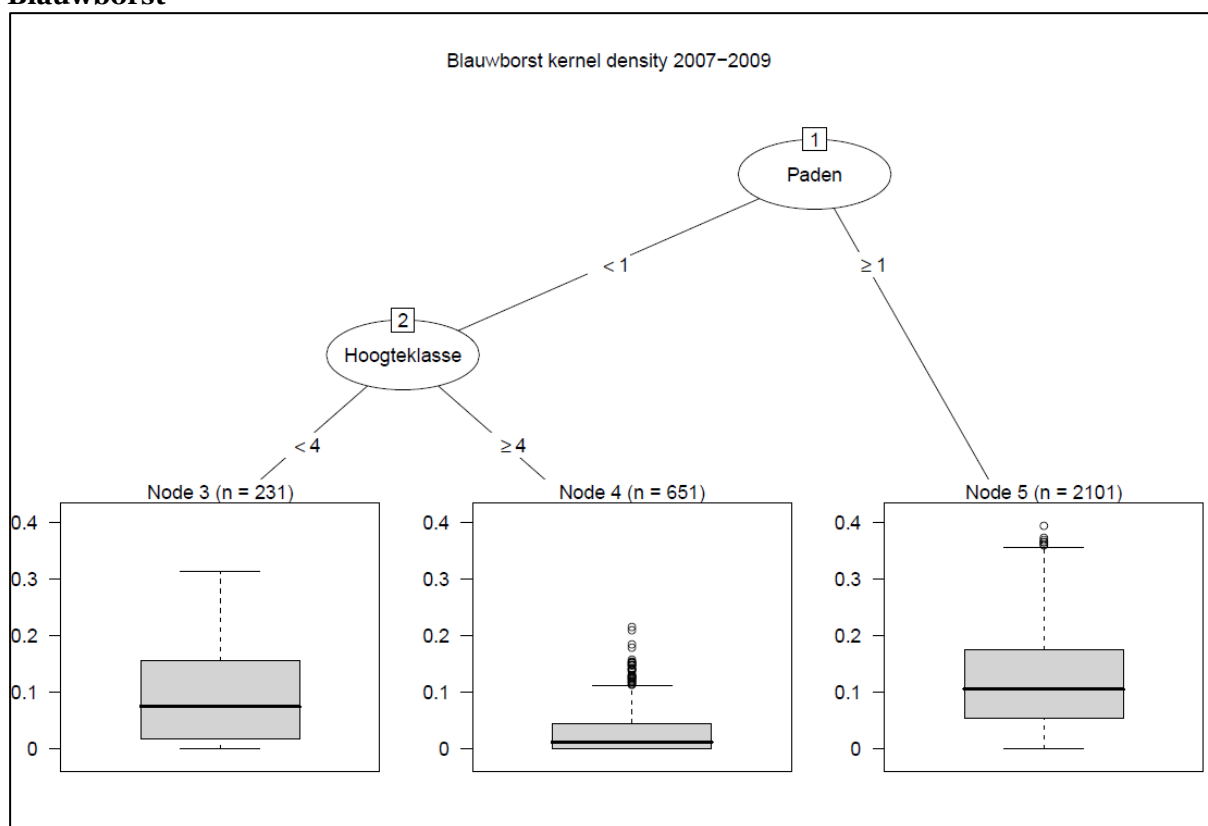
Snor



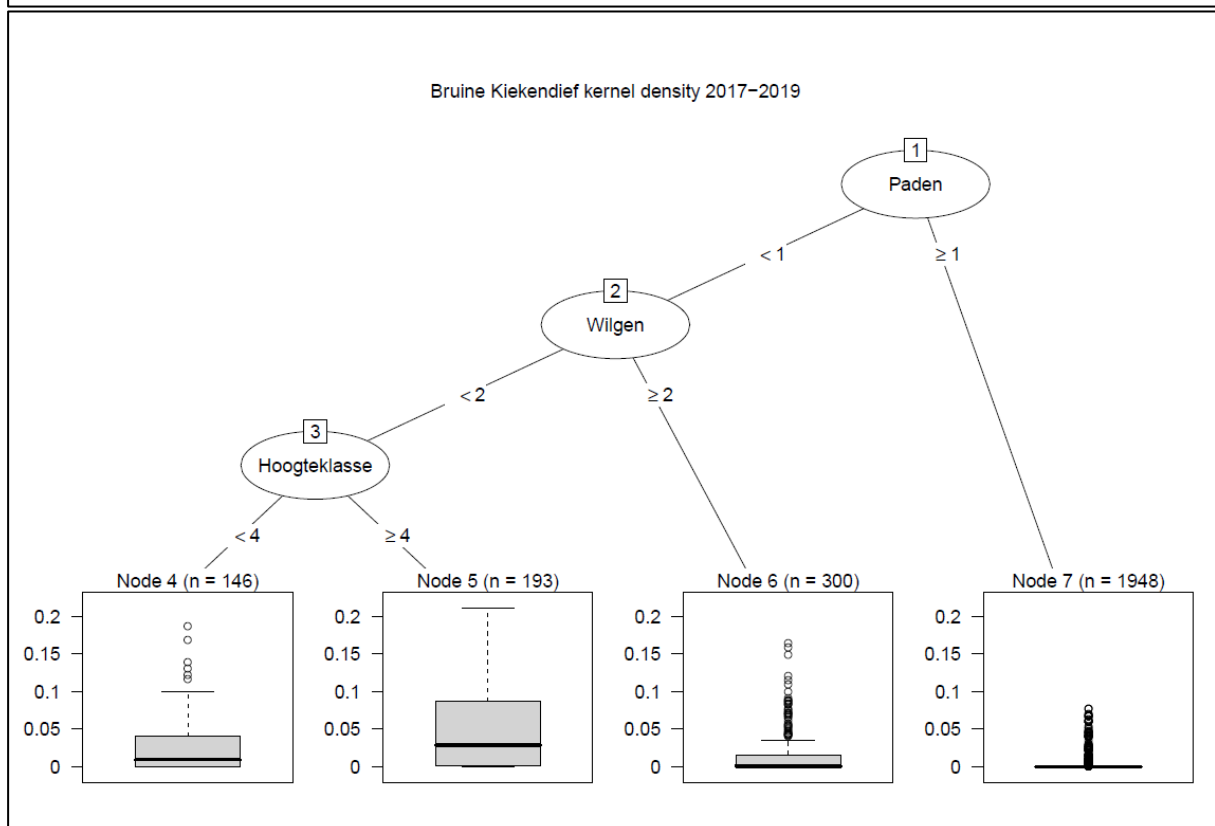
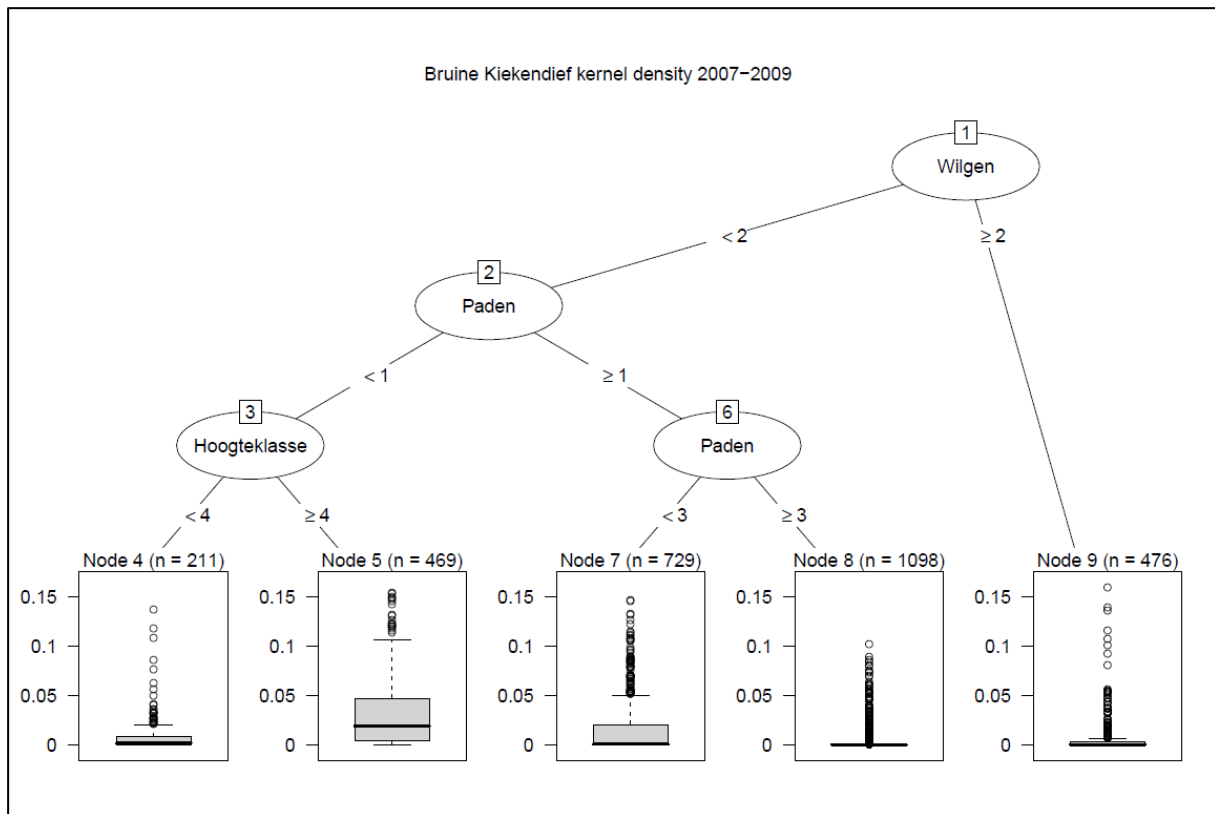
Rietzanger (voor 2007-2009 ontbreken de tellingen)



Blauwborst

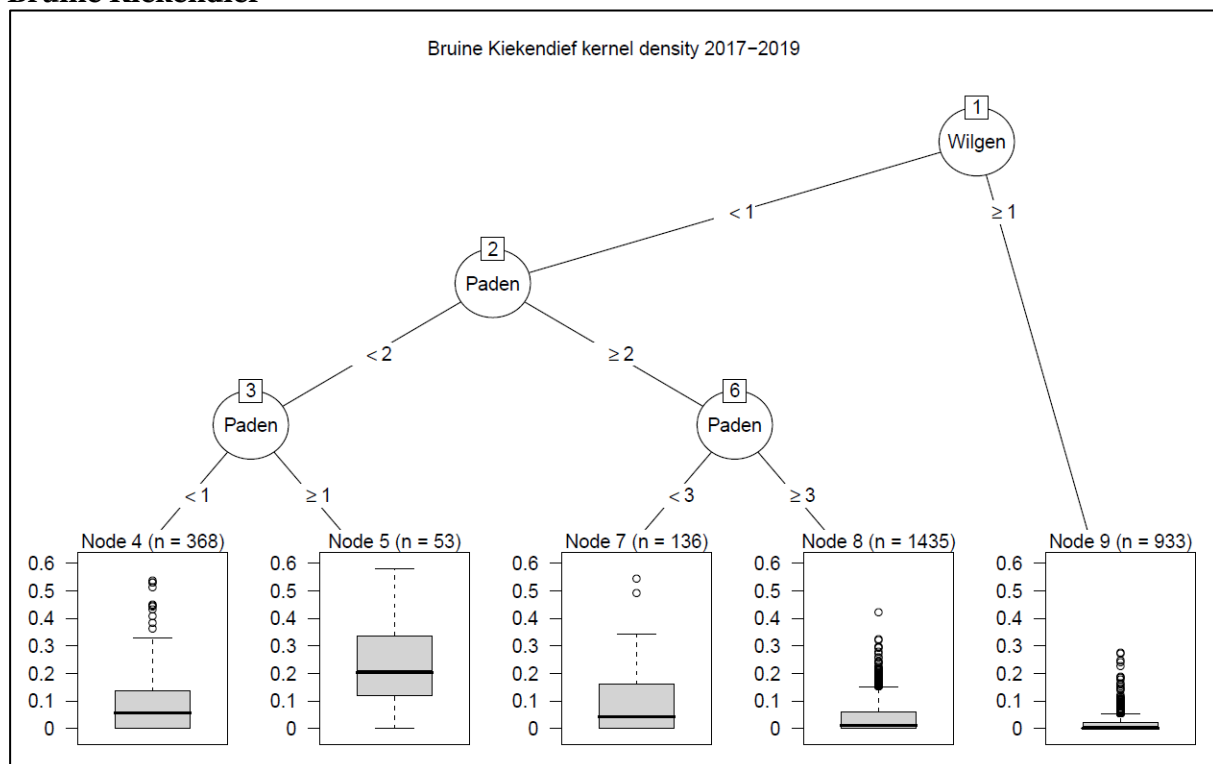


Bruine Kiekendief

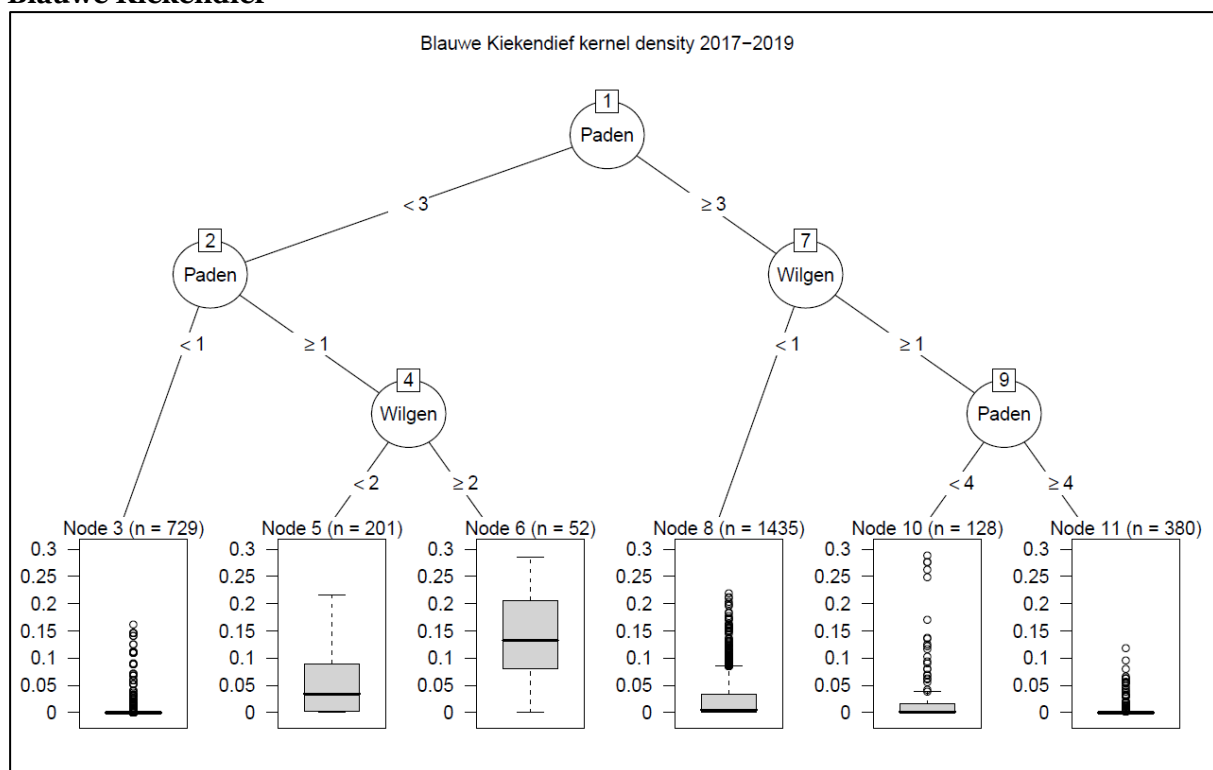


Bijlage 11. Resultaten globaal optimale regressie bomen foeragerende roofvogels 2016-2020 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Bruine Kiekendief

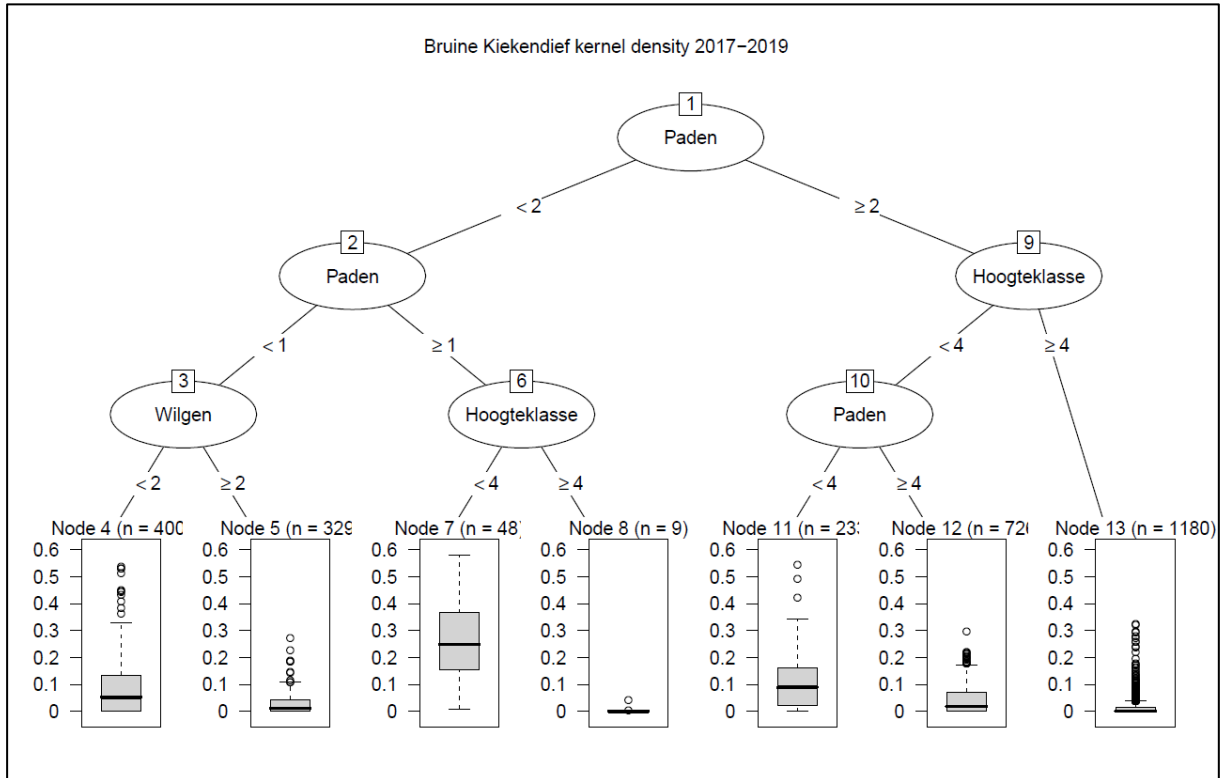


Blauwe Kiekendief

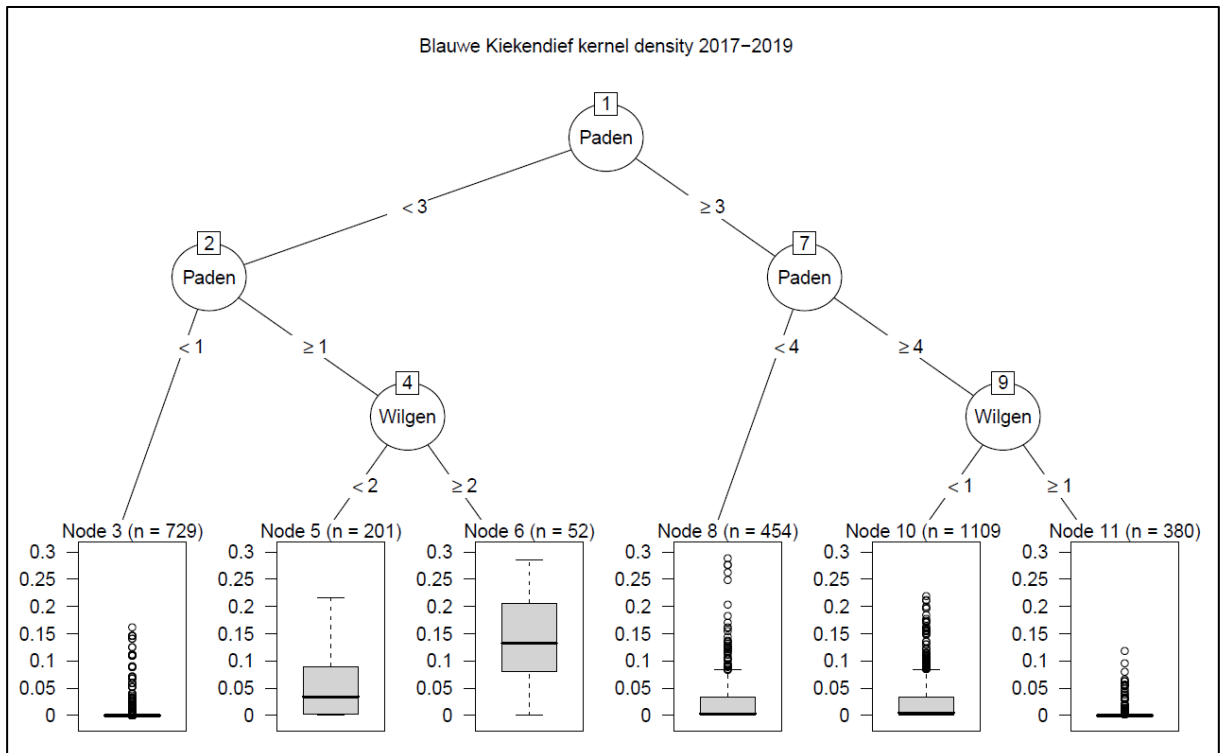


Bijlage 12. Resultaten globaal optimale regressie bomen foeragerende roofvogels 2016-2020 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse

Bruine Kiekendief



Blauwe Kiekendief





In opdracht van:



NAM Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V.

Sovon Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521
6503 GA Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
T (024) 7 410 410

E info@sovon.nl
I www.sovon.nl



Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK