



Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2021

Romke Kleefstra
Nico Beemster
Wout Bijkerk
Martijn Terpstra
René Buijs
Peter de Boer
Marijke Bekkema
Inge Kok
Christian Kampichler
& Julia Stahl

Sovon-rapport 2022/34
A&W-rapport 21-180



Altenburg & Wymenga
ECOLOGISCH ONDERZOEK

Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2021

Romke Kleefstra, Nico Beemster, Wout Bijkerk, Martijn Terpstra, René Buijs, Peter de Boer, Marijke Bekkema, Inge Kok, Christian Kampichler & Julia Stahl

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



NAM Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V.



Colofon

© Sovon Vogelonderzoek Nederland 2022

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

Wijze van citeren: Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Terpstra M., Buijs R., de Boer P., Bekkema M., Kok I., Kampichler C. & Stahl J. 2022. Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2021. Sovon-rapport 2022/34 / A&W-rapport 21-180, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.

Foto's omslag: Open rietvegetatie op Schoenerbult (31 maart 2020), peilbuis op overstroomde Zuidelijke Lob (6 mei 2021), nest met twee eieren van Wintertaling op Zoutkamperplaat (9 juni 2021). Foto's Romke Kleefstra.

Opmaak: John van Betteray, Sovon Vogelonderzoek Nederland

ISSN-nummer: 2212 5027

Sovon Vogelonderzoek Nederland
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
e-mail: info@sovon.nl
website: www.sovon.nl

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.

Inhoud

Dankwoord	3
Samenvatting	4
1. Inleiding	9
1.1. Aanleiding	9
1.2. Doel en aanpak monitoring	9
1.3. Algemene ecologische ontwikkeling gebied	9
1.4. Begrazing	10
1.5. Bodemdaling Lauwersmeergebied	13
1.6. Leeswijzer	13
2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering	15
2.1. Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer	15
2.1.1. Broedvogels	15
2.1.2. Slaapplaatsen	16
2.1.3. Niet-broedvogels	16
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen	17
2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000 broedvogelsoorten	19
3. Bodemhoogteveranderingen	23
3.1. Methode	23
3.2. Resultaten	23
3.3. Conclusie diepe bodemdaling en maaiveldddaling	26
4. Hydrologie	29
4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen	29
4.2. Resultaten Hydrologie	30
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2021	30
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2021	31
4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken	32
4.2.4. Modelleren van de grondwaterstanden	34
4.3. Conclusie grondwaterregime en bodemdaling	35
5. Vegetatiemonitoring	37
5.1. Monitoring permanente kwadraten	37
5.1.1. Werkwijze monitoring en analyse pq's	37
5.1.2. Resultaten vegetatieveranderingen op basis van soortgroepen	38
5.1.3. Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling	40
5.2. Integrale structuurkartering	43
5.2.1. Werkwijze structuurkartering 2021	43
5.2.2. Resultaat structuurkartering 2021 en vergelijking met vorige karteringen	44
5.3. Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling	47
6. Broedvogels in het monitoringjaar 2021	49
6.1. Methodiek Broedvogelmonitoring	49
6.2. Resultaten broedvogelmonitoring 2021	50
6.3. Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring	54
7. Muizen en muizenetende roofvogels in het monitoringjaar 2021	56
7.1. Achtergrond	56
7.2. Opzet van de monitoring van muizen en roofvogels	58
7.3. Methode veldmetingen muizen en roofvogels	58
7.4. Resultaten muizenaanbod en foeragerende roofvogels	64

7.5. Conclusies muizen en roofvogels	77
8. Integratie I: Effecten van padendichtheid en wilgenbedekking in rietvegetaties op de verspreiding van broedvogels en muizenetende roofvogels	79
8.1. Inleiding	79
8.2. Groundtruthing rietstructuur – padendichtheid en wilgenopslag als proxy voor rietstructuur	80
8.3. Broedverspreiding broedvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid en wilgenbedekking	81
8.4. Foerageerverspreiding muizenetende roofvogels in rietvegetaties in relatie tot padendichtheid, wilgenbedekking en bodemhoogte	87
9. Integratie II: Langjarige veranderingen in de verspreiding van broedvogels op het onbeweide deel van de Sennerplaat	89
10. Synthese	94
10.1. Conclusies – samengevat per onderdeel van de effectketen	94
10.2. Aanbevelingen	97
Literatuur	99
Bijlagen	102
Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP)	102
Bijlage 2. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling	103
Bijlage 3. Vegetatieopnames 2021	104
Bijlage 4. Deelgebieden Vegetatiestructuurkartering	105
Bijlage 5. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2021	106
Bijlage 6. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2021	107
Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2021	108
Bijlage 8. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2021	109
Bijlage 9. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse	110
Bijlage 10. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklaas	113
Bijlage 11. Resultaten residual analyse broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019	117
Bijlage 12. Resultaten globaal optimale regressiebomen foeragerende roofvogels in 2016-2020 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse	119
Bijlage 13. Resultaten globaal optimale regressiebomen foeragerende roofvogels in 2016-2020 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklaas	120
Bijlage 14. Resultaten residu-analyse foeragerende roofvogels	121

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! Els van der Zee deed de GIS-bewerkingen van de roefvogeltellingen. Teun Smink, Dirk Oosterholt, Japke

van Assen en Hedwig de Jong voerden de muizen-census uit. John van Betteray heeft de opmaak van de rapportage verzorgd. Zij allen worden voor hun bijdrage bedankt. Onze dank gaat ook uit naar Erwin Bruinewoud voor zijn inhoudelijke betrokkenheid namens de opdrachtgever en de goede en kritische begeleiding.



Foto 1. De voorheen ronde exclosures op de Schildhoek zijn sinds 2017 vierkant. De extra 'hoeken' die daarmee binnen de enclosure kwamen te liggen, laten de ontwikkeling van onbegraasd gebied zien, ofwel een pollenstructuur van gras en langzaam uitbreidend landriet. Foto: Romke Kleefstra, 25 maart 2021.

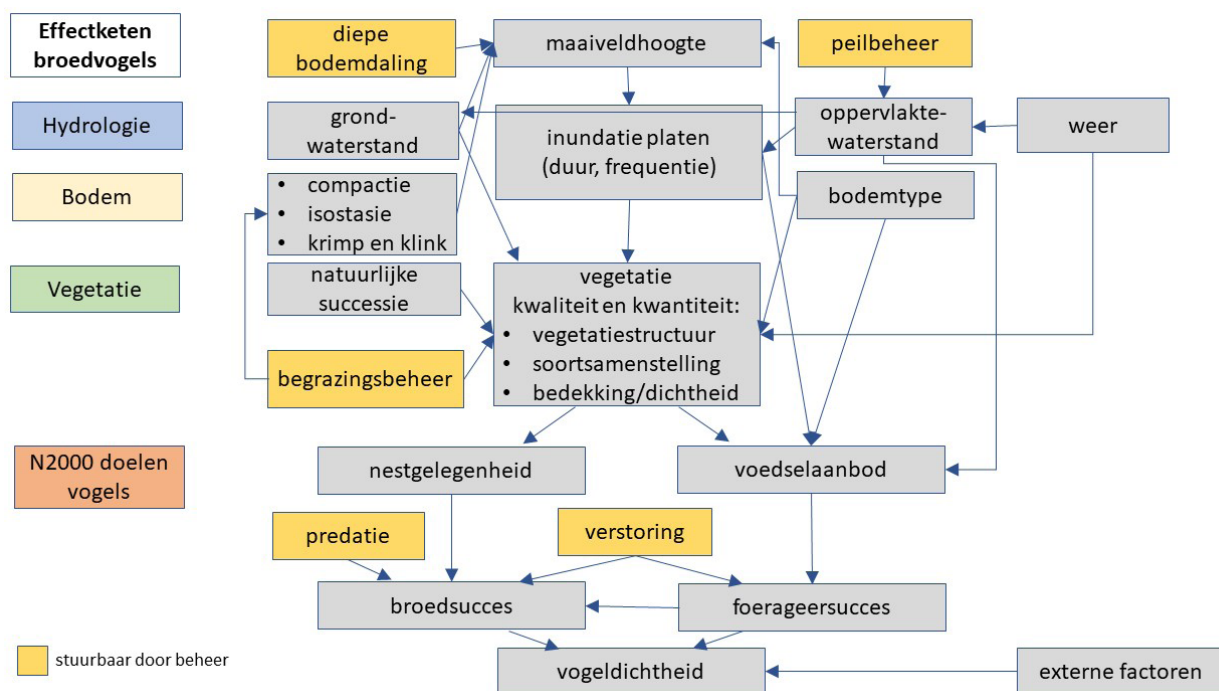
Samenvatting

Als gevolg van de gaswinning in het Waddengebied vindt ook bodemdaling plaats onder het Lauwersmeergebied. In het kader van deze gaswinning is een monitoringprogramma opgesteld waarin verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd. Monitoring van veranderingen in vegetatie, hydrologie, broedvogels, roofvogels en muizen in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringsprogramma. De resultaten van het langlopende onderzoek tot en met het jaar 2021 zijn samengevat in dit rapport, waarbij gestreefd wordt naar een integratie van de monitoringresultaten van veranderingen in bodemhoogte, hydrologie, vegetatie, muizen en vogels.

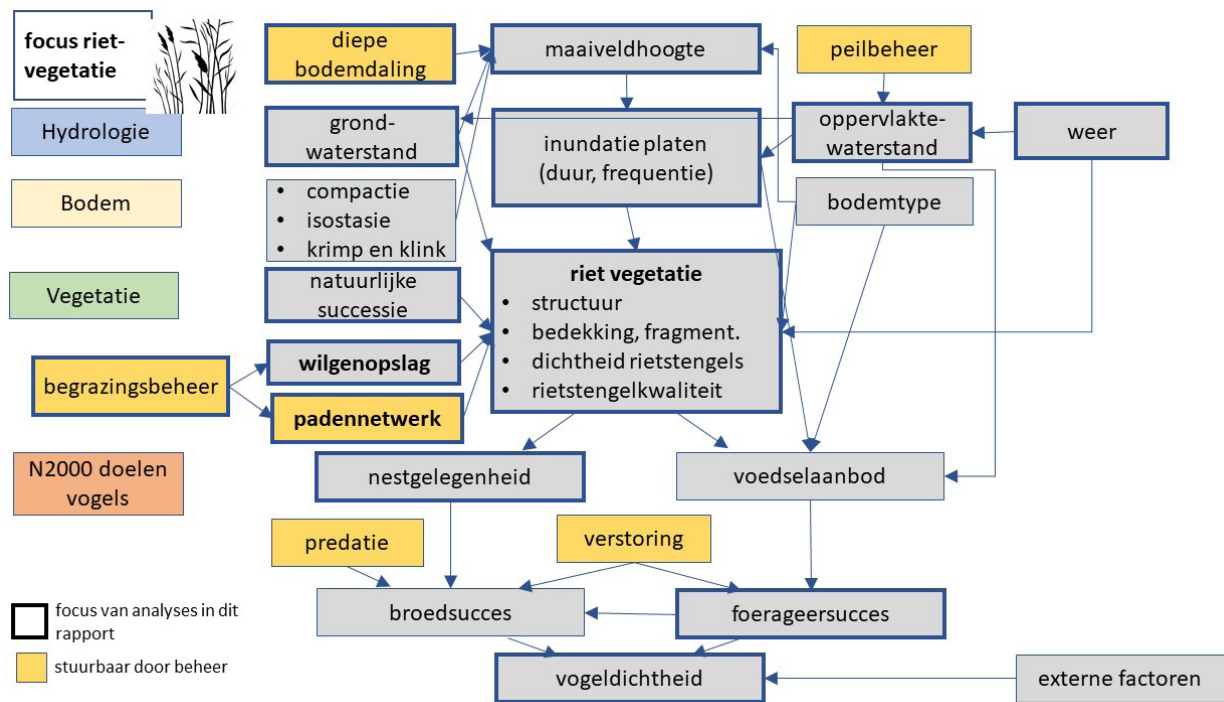
Effectketenbenadering

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 Natura 2000 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 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 samenhang van veranderingen in gebiedsfuncties.



Schema 1: Weergave van de effectketen voor broedvogels met indicatie van de monitoringfocus in 2021



Schema 2: Weergave van de factoren die in de focus staan van de geïntegreerde analyse in de huidige rapportage en de inbedding in het totaalplaatje van de effectketenbenadering.

Focus in het monitoringjaar 2021

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van maaiveldhoogte, hydrologie, vegetatie met daarin in 2021 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten, de vegetatiestructuurkartering, 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 (zie schema 1). In de rapportage over het monitoringjaar 2021 wordt in de geïntegreerde analyse de nadruk gelegd 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 (schema 2). Dit is een verdere verdieping van de analyses die in Kleefstra *et al.* 2021 zijn begonnen. Daarnaast zijn aanvullend lange tijdsreeksen van vogeldata geanalyseerd van het onbegraasde deel van de Sennerplaat. Dit om voor een langjarig onbegraasde situatie de relatie tussen voorkomen van rietbroedvogels en bodemhoogte te ontrafelen. Deze analyses volgen de aanbevelingen van de Auditcommissie uit 2020 en zijn gebaseerd op de redenatielijn dat een mogelijke invloed van diepe bodemdaling als gevolg van gaswinning in eerste instantie leidt tot veranderingen in maaiveldhoogten resulterend in effecten op inundatiepatronen en kwetsbare rietvegetaties.

Maaiveldhoogteveranderingen

Een belangrijk uitgangspunt van de effectketen is dat diepe bodemdaling – naast andere factoren, waaronder: isostasie, krimp, klink en compactie - via maaiveldverlaging leidt tot veranderingen in grondwaterregime en kans op en duur van inundaties. Bij gelijkblijvend peilbeheer en vergelijkbare meteorologische omstandigheden is het effect van maaiveld-daling een hogere grondwaterstand t.o.v. maaiveld (vernatting) en meer kans op (langduriger) inundaties. Bij het merendeel van de meetpunten is daling van het maaiveld vastgesteld: gemiddeld 2,9 mm per jaar. De relatief droge zomers van 2018 t/m 2020 lijken mede de oorzaak te zijn van een sterkere maaiveld-daling in die periode. Het gevonden verband tussen diepe bodemdaling door gaswinning en de gemeten maaiveld-daling is zwak. De gemeten maaiveld-daling is doorgaans groter dan de gemodelleerde diepe bodemdaling vanwege het effect van krimp, klink, isostasie en compactie. Op fijnere schaal zullen stapeling van organische stof of juist vertrapping of afstromend neerslag- en oppervlaktewater lokaal leiden tot verandering in maaiveldhoogte.

Grondwaterstandsveranderingen

Het grondwaterstandsverloop in het Lauwersmeer-gebied wordt bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend (als gevolg van maaiveld-daling) in combinatie met het verloop van het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij één meetpunt (van de 23) een iets

beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot hogere waterstanden ten opzichte van het maaiveld en dat dit nog versterkt zou worden door de opgezette peilen in de zomers van 2018 t/m 2020. Een relatie tussen maaiveldddaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld kon niet worden aangetoond. Het grondwaterstandsverloop laat zien dat in de zomers van 2018 t/m 2020 bij verscheidene peilbuizen sprake was van langduriger en dieper wegzakkende grondwaterstanden dan in de voorgaande jaren.

Vegetatieveranderingen

Van de onderdelen van de vegetatiekundige monitoring (integrale structuurkartering, transectkartering, opnamen permanente kwadraten) zijn in 2021 de permanente kwadraten (pq's) opgenomen en is een vegetatiestructuurkartering uitgevoerd.

De verwachting is dat diepe bodemdaling leidt tot maaiveldddaling en vervolgens tot gemiddeld hogere grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld (vernatting). Uit de pq-analyse en de hiervan afgeleide indicatie voor de voorjaarsgrondwaterstand blijkt echter geen trend die wijst op vernatting, in tegendeel: de vegetatieontwikkelingen in de noordelijke, op zandige bodems gelegen, pq's wijzen regelmatig op een lichte mate van verdroging. Dit wordt veroorzaakt door de lagere grondwaterstanden in de zomerperiodes van 2018 t/m 2020. Het opzetten van het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer kon deze verdroging niet tegengaan. In de zuidelijke pq's op zavelige tot kleiige bodem is indicatie voor verdroging slechts een enkele keer vastgesteld. Wel lijken de drogere zomers te hebben geresulteerd in een geringere lengte van het riet op de zuidelijke platen. De vegetatieveranderingen duiden via de afname van de zoutwaarden op een voortschrijdende ontzilting. Dit blijkt vooral op de Bantswal.

Uit de structuurkartering en uit de analyse van de pq's blijkt een trend tot verstruiking. Deels groeit verstruikt gras- en rietland verder dicht tot struweel. Daarnaast neemt de bedekking van struiken ook toe in sommige weinig verstruikte delen. Successie, begrazingsbeheer en mogelijke veranderingen in het terreingebruik door de grote grazers bepalen de structuurveranderingen. Een relatie tussen verstruiking en maaiveldddaling is onwaarschijnlijk.

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. De analyses over het monitoringjaar 2021 gaan in

detail in op de afwijking van de lokale van landelijke trends voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst. In vrijwel alle gevallen hebben deze veranderingen direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings) beheer.

Muizen en muizenetende roofvogels

De muizencensus in oktober 2021 leverde in totaal 166 muizenvangsten op. Dit is een tamelijk gemiddeld aantal. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (39% van de vangsten), Dwergmuis (24%) Veldmuis (16%), Bosspitsmuis en Bosmuis (beide 10%) en Dwergspitsmuis (2%). Het hoge percentage Aardmuizen is opmerkelijk omdat de soort in 2020 niet werd gevangen. Alleen in 2015 werden er meer Aardmuizen gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was het laagste aantal in de periode 2015-2021 en maar 10% van dat in het topjaar 2019.

Na zeven onderzoekjaren begint er enig zicht te komen op de factoren die de variatie in jaarlijkse vangsten van woelmuizen op de seizoensbeweide platen (deels met aanvullende jaarrondbeweiding) verklaren. Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. Op de Schildhoek blijkt ook riethoogte een effect te hebben op de woelmuisdichtheid. De hoogste dichtheden komen voor bij intermediaire riethoogtes (tussen de 0,50 en 1,50 meter).

Bovenstaande voor de seizoensbeweide platen (eventueel met enige aanvullende jaarrondbeweiding) gevonden relaties kunnen niet zonder meer vertaald worden naar de zuidelijke, jaarrond beweide platen. In tegenstelling tot op seizoensbeweide platen neemt de structuur van de vegetatie op jaarrond beweide platen in de loop van de winter steeds verder af. In combinatie met de plasdrasse en soms geïnundeerde omstandigheden leidt dat naar verwachting tot een nog hogere muizensterfte dan op de seizoensbeweide platen.

Het ruimtegebruik van muizenetende roofvogels in 2021 lijkt sterk op dat in 2015-2020. 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 boven meer gestructureerde vegetaties op lagere plaatdelen die wel regelmatig geïnundeerd raken. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winters van 2020/2021 en 2021/2022 was tamelijk gemid-

deld, waarschijnlijk door het tamelijk gemiddelde woelmuisaanbod (in respectievelijk oktober 2020 en oktober 2021).

Het is nog niet goed mogelijk om de effecten van het variabele muizenaanbod in 2015-2021 op muizen-etende roofvogels te analyseren, omdat het aantal jaren / seizoenen waarin over beide typen gegevens beschikt kan worden nog beperkt is. Grote verschillen in muizenaanbod zijn daarbij belangrijk.

Ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers en wilgenopslag in rietvegetaties

Afgelopen jaar was de luchtfoto uit het voorjaar van 2020 nog niet beschikbaar en omdat de foto van 2019 van een mindere kwaliteit was, is toen bij de "groundthruthing" voorlopig gebruik gemaakt van een luchtfoto 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. Dit jaar is de analyse daarom herhaald met een luchtfoto uit 2020. Het resultaat daarvan was opmerkelijk. In plaats van dat de negatieve relatie tussen padendichtheid en rietstengellengte duidelijker werd, werd deze minder duidelijk. Dat gold niet voor de seizoensbeweide platen, maar wel voor de jaar rond beweide platen. De meest voor de hand liggende verklaring voor het verschil is dat padendichtheid minder zegt over de huidige rietstengellengte dan over de rietstengellengte in de naaste toekomst.

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

De in 2020 uitgevoerde analyse over de verspreiding van broedvogels is herhaald, waarbij het aantal klassen van bodemhoogte, padendichtheid en wilgenbedekking is verkleind. Sommige klassen waren bij nader inzien misschien toch wat klein. De nieuwe indeling van bodemhoogte is ook ecologisch meer verantwoord omdat daarbij onderscheid wordt gemaakt in plaatgronden die respectievelijk bijna elke winter, regelmatig en af en toe geïnundeerd raken. De analyse 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 (hoogteklasse 1; < -0,25 meter NAP). Zolang de platen door bodemdaling niet verdwijnen kan de soort van vernatting profiteren. Bij een toenemende beweidingsdruk op de 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 globaal optimale regressiebomen-analyse ontstaat het beeld dat de soort zijn maximumdichtheid bereikt bij een lage of intermediaire hoogte (< 0 cm NAP, klasse 1-2). Uit de residuen-methode blijkt echter een voorkeur voor een intermediaire hoogte (tussen -25 en 0 cm NAP, klasse 2). Op de onbeweide platen is de dichtheid bij klasse 2 iets hoger dan bij klasse 1.

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 foeraageert 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 **Bruine kiekendief** gebruikt rietvegetaties zowel om te broeden als te foerageren. De nesten zijn gevoelig voor predatie door grondpredatoren. 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 de soort is gevoelig voor natuurlijke successie (verbossing van rietvegetaties).

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

Ook voor foeragerende roofvogels is de in 2020 uitgevoerde analyse herhaald, waarbij het aantal klassen van bodemhoogte, padendichtheid en wilgenbedekking is verminderd. 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. 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 (hoogteklasse 1; < -25 cm NAP).

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). De residu-analyse laat een voorkeur voor hogere plaatdelen zien, hetgeen overeen komt met Beemster & Vulink 2013, maar verschilt van de uitkomst uit de globaal optimale regressiebomen-analyse.

Rietbroedvogels in het onbeweide proefgebied op de Sennerplaat

Van de geselecteerde soorten rietvogels is alleen de trend van de Blauwborst op het onbeweide deel van de Sennerplaat significant gecorreleerd met de landelijke trend. De lokale trend van andere soorten rietvogels lijkt weinig op de landelijke trend. De toename van de Snor (de meeste “natte” soort) en de afname van Rietgors, Rietzanger en Sprinkhaanzanger (over het algemeen “drogere” soorten) wijst op een vernatting van het onbeweide platengebied. Mogelijk is in de loop der jaren sprake geweest van een verminderde oppervlakkige afvloeiing van water onder invloed van een verdichtende rietbegroeiing en een toename van de hoeveelheid strooisel. De afname van de Kleine karekiet, vooral voorkomend in het oeverriet langs de rand van de plaat is opmerkelijk en niet verwacht. Op het oog is het oeverriet in de loop der jaren weinig veranderd. Het afwijkend hoge aantal territoria van zowel Kleine karekiet, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger in met name 2012 duidt mogelijk op een variabele inventarisatie-inspanning of een waarnemer-effect.

Rietzangvogels laten een verschillende hoogte-voorkeur op de onbeweide plaat zien. Blauwborst, Baardman en Kleine karekiet hebben een duidelijke voorkeur voor het laagste deel van de plaat, Snor, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger laten een voorkeur zien voor hogere plaatdelen. Voor de Snor was dat alleen in de jaren na 2000 het geval. Het ontbreken van een relatie tussen het maximale waterpeil in de winter en het aantal broedparen van rietzangvogels in het daaropvolgende voorjaar lijkt er op te wijzen dat een winterinundatie geen direct effect heeft op het voedselaanbod voor rietzangvogels in het broedseizoen. Misschien is de tijdsduur van de maximale inundatie te kortdurend om dat effect te bewerkstelligen.

Aanbevelingen voortkomend uit het onderzoek

De verdeling van maaiveldhoogte heeft niet alleen indirect, via hydrologie en vegetatie, maar ook direct invloed op de geschiktheid van het leefgebied van broedvogels. Hiervoor gebruiken we de het AHN als maat. De via AHN vastgestelde maaiveldhoogtes kunnen echter nogal afwijken van de werkelijke hoogtes, zeker in hoog opgaande vegetaties. Via de hoogtemetingen bij de pq's kan de discrepantie deels worden vastgesteld. Maar het aantal meetpunten in rietvegetaties is beperkt. Daarom is het raadzaam hier extra hoogtemetingen te verrichten om vervolgens voor de verschillende structuurtypen tot een gemiddelde correctie op het AHN te komen.

Een cruciale schakel in de effectketen is een beter begrip van de effecten van diepe bodemdaling via maaiveldhoogte op de inundatiekansen. Er is veel behoefte om een simpel model te maken van inundatiekansen op basis van oppervlaktewaterstanden en een (gecorrigeerd) hoogtemodel om vervolgens te kunnen inschatten hoe inundatiekansen veranderen met en zonder diepe bodemdaling.

De opzet van de monitoring biedt in onze ogen geen aanleiding voor wijzigingen, het is juist een zeer gedegen en volledig monitoringprogramma. Op basis van ons langjarig onderzoek naar (onderdelen van) de effectketen stellen we voor om gebaseerd op de rapportage over monitoringjaar 2021 en de adviezen van de auditcommissie in de loop van 2022 een strategisch plan te ontwerpen voor toekomstige analyses. De mogelijkheid om via de modellering van ruimtelijk gedetailleerde dichtheidskaarten van rietvogels een steeds betere link te leggen tussen het lokale voorkomen van Natura 2000-soorten en omgevingsparameters (vegetatiestructuur, soortsaanstelling van de vegetatie, veranderingen van plaatranden, plaatselijke hydrologische omstandigheden) hebben we zowel in de analyses over monitoringjaar 2021 als ook over 2020 reeds goed kunnen toepassen. Hier liggen veel mogelijkheden om met name de link met inundatiepatronen in het gebied verder te onderzoeken.

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 onder andere 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 laagwater-niveau 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 zee-water, 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 vervuigden deze vegetaties tamelijk snel.

In de ontzilten 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 de vegetatie, de aantallen broedvogels en de samenstelling van de broedvogelbevolking. Door de inzet van grote grazers worden platen in het gebied

Tabel 1.1. Aantallen stuks vee per begrazingseenheid in het Lauwersmeer in 2021. Kollumerwaard/Blikplaat is incl. het begrazingsgebied van de Pompsterplaat. Zuidelijke Ballastplaat is incl. Zuidelijke Lob en De Rug. Periodieke begrazing is weergegeven met een asterisk. Pony's, koeien en paarden betreft 'boerenvee' van particulieren.

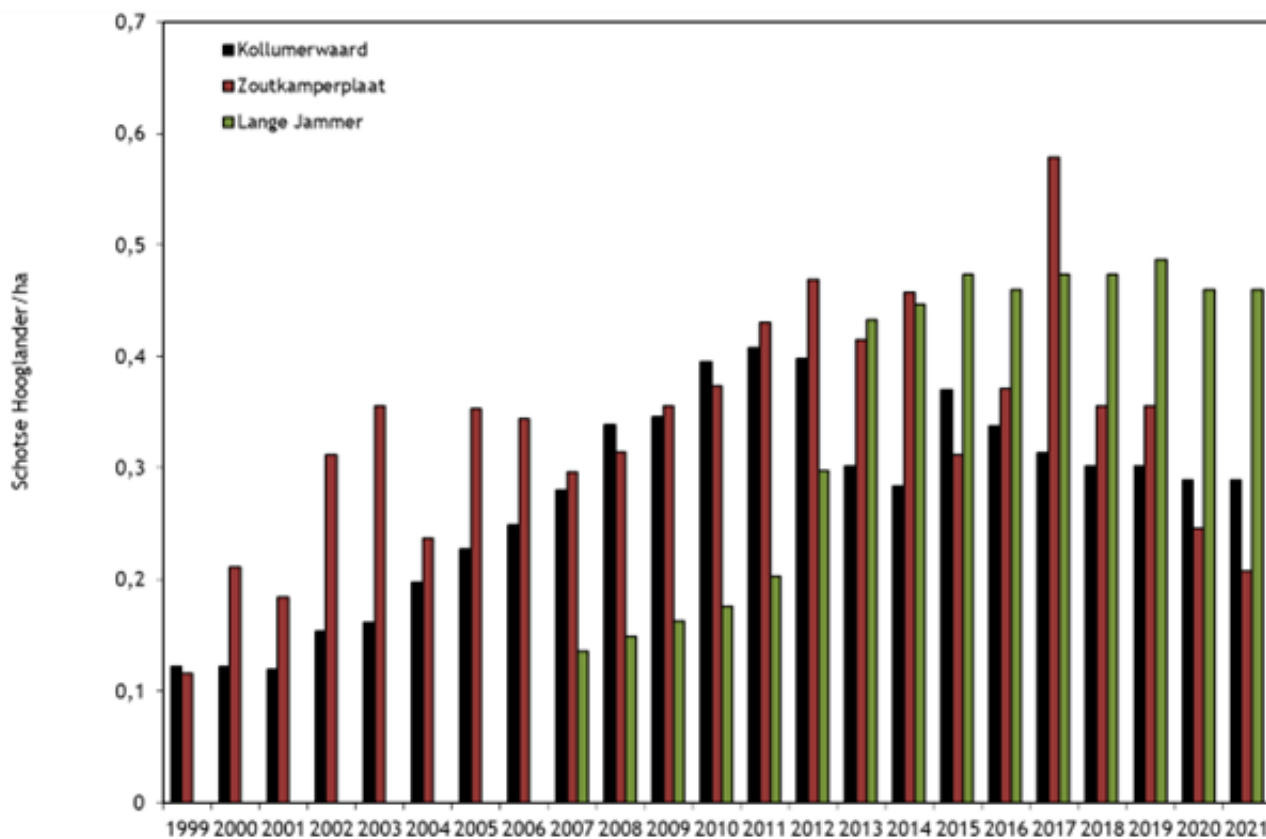
	Schotse Hooglander	Konikpaard	Koe	Paard
Ezumakeeg	0	33	0	0
Bandsterwal*	0	0	0	25
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	240	96	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	34	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	13	0	0	0
Zomerhuisplaat	40	0	0	0
Zoutkamperplaat	70	66	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.	0	66	220	0
totaal	397	261	280	85

open gehouden en/of wordt vegetatiesuccessie beïnvloed (terugdringen en fragmentatie rietland, uitbreiding wilgenstruweel door creëren van kiem-mogelijkheden in de vorm van modderige veewissels).

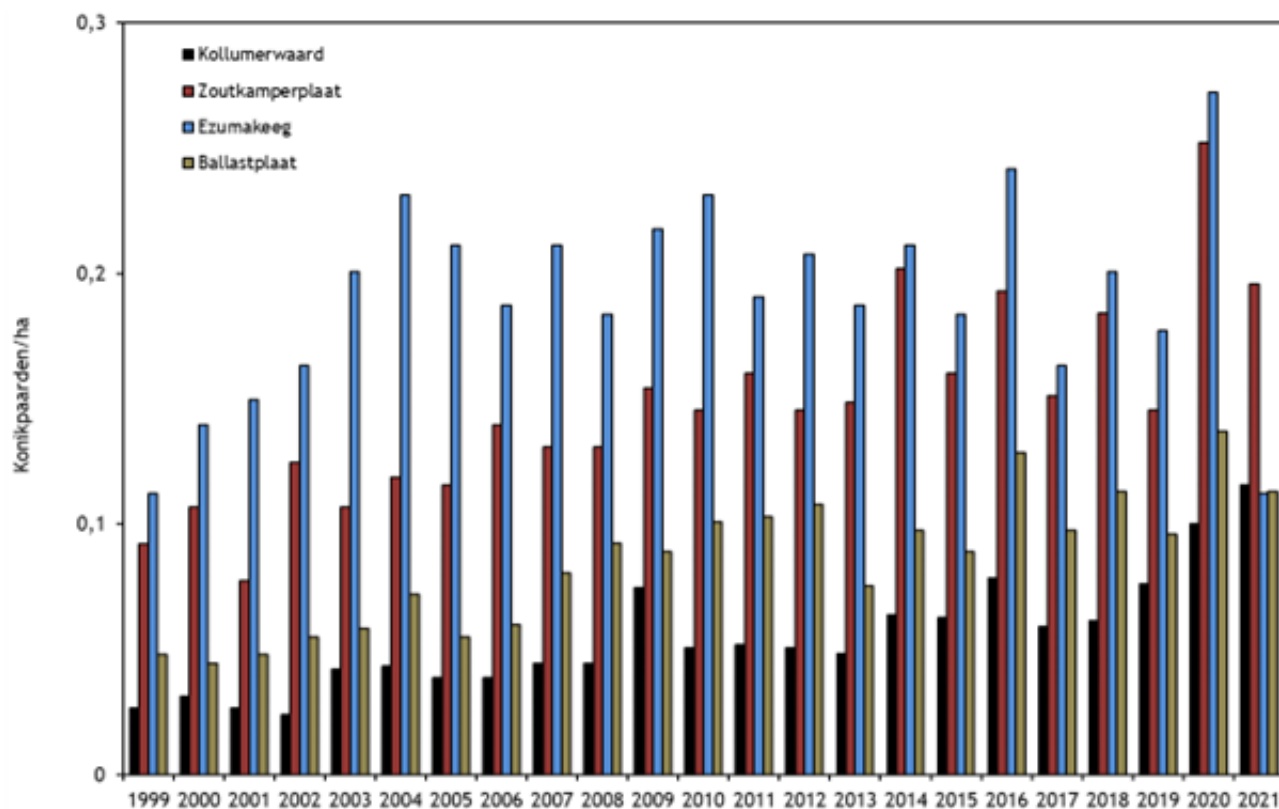
In hoofdstuk 8 wordt de begrazing van Sennerplaat, Blikplaat (onderdeel van de begrazingseenheid Kollumerwaard in tabel 1.1 en de figuren 1.1 en 1.2), Zoutkamperplaat en Schildhoek gekarakteriseerd als respectievelijk 'geen beheer', 'extensieve jaar-rondbeweiding', 'intensieve jaar-rondbeweiding' en

'seizoensbeweiding'. De scheidingslijn tussen extensieve en intensieve jaar-rondbeweiding 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



Figuur 1.1. Aantalsverloop van Schotse Hooglanders en Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2021.



Figuur 1.2. Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2021.

van jaar op jaar (figuren 1.1 en 1.2). Ten opzichte van 2020 nam het aantal Schotse Hooglanders af met 22 en het aantal Konikpaarden met 67. De aantallen liepen met name terug op de Zoutkamperplaat, en voor de Konikpaarden ook in de Ezumakeeg. Staatsbosbeheer is voornemens, als uitvloeisel van het

Natura 2000-beheerplan Lauwersmeer, de jaarrond begrazing nog wat verder af te bouwen tot ca. 245 Schotse Hooglanders en 150 Konikpaarden. Periodieke begrazing met 'boerenvee' zal dan iets intensiveren tot 360 koeien en 90 paarden (Beheereenheid Lauwersmeer, Wad & Hogeland 2021).



Foto 2. Een uitzonderlijke situatie in het voorjaar van 2021. Begin mei kwam het boezempeil van het Lauwersmeer zo hoog dat de lage delen van platen alle kopje onder gingen. Op de foto staan de koeien wat vertwijfeld om hen heen te zien op de Zuidelijke Lob, die vrijwel geheel onder water verdween. Foto: Romke Kleefstra, 6 mei 2021.

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, gelegen ten noord-oosten van het dorp Anjum. Naast Anjum zijn er kleinere velden ten zuidoosten van het Lauwersmeer in productie, zoals Munnekezijs, Houwerzijs, 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 zou hierdoor meetbaar kunnen zijn aan het maaiveld. Dit kan er lokaal toe leiden dat de grondwaterstand dichterbij 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 Natura 2000 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



Foto 3. Door het uitzonderlijk hoge peil van het Lauwersmeer in de eerste helft van mei stond ook een plaat als de Blikplaat midden in het broedseizoen plasdras. Foto: Romke Kleefstra, 7 mei 2021.

van natuurbeheer door begrazing. In Kleefstra *et al.* 2019, 2020 en 2021 is deze integratie verder uitgewerkt en de rapportage over het monitoringjaar 2021 (het hier voorliggende rapport Kleefstra *et al.* 2022) 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 2021 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten en de vegetatiestructuurkartering (**hoofdstuk 5**), ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bo-

demdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (**hoofdstuk 6**) en de muizenstand in relatie tot muisenetende 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. Tevens wordt in **hoofdstuk 9** ook voor een onbegraasde situatie de habitatkeuze van rietbroedvogels en foeragerende roofvogels nader geanalyseerd. Deze analyses volgen de aanbevelingen van de Auditcommissie en het status rapport 2020 (NAM2020) en zijn gebaseerd op de redenatielijn dat een mogelijke invloed van diepe bodemdaling als gevolg van gaswinning in eerste instantie leidt tot veranderingen in maaiveldhoogten resulterend in effecten op inundatiepatronen en kwetsbare rietvegetaties. (zie ook effectketen focus 2021, schema 2). Een synthese van monitorings- en onderzoeksresultaten is te vinden in **hoofdstuk 10**.

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 en in welke mate. 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 schematische 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

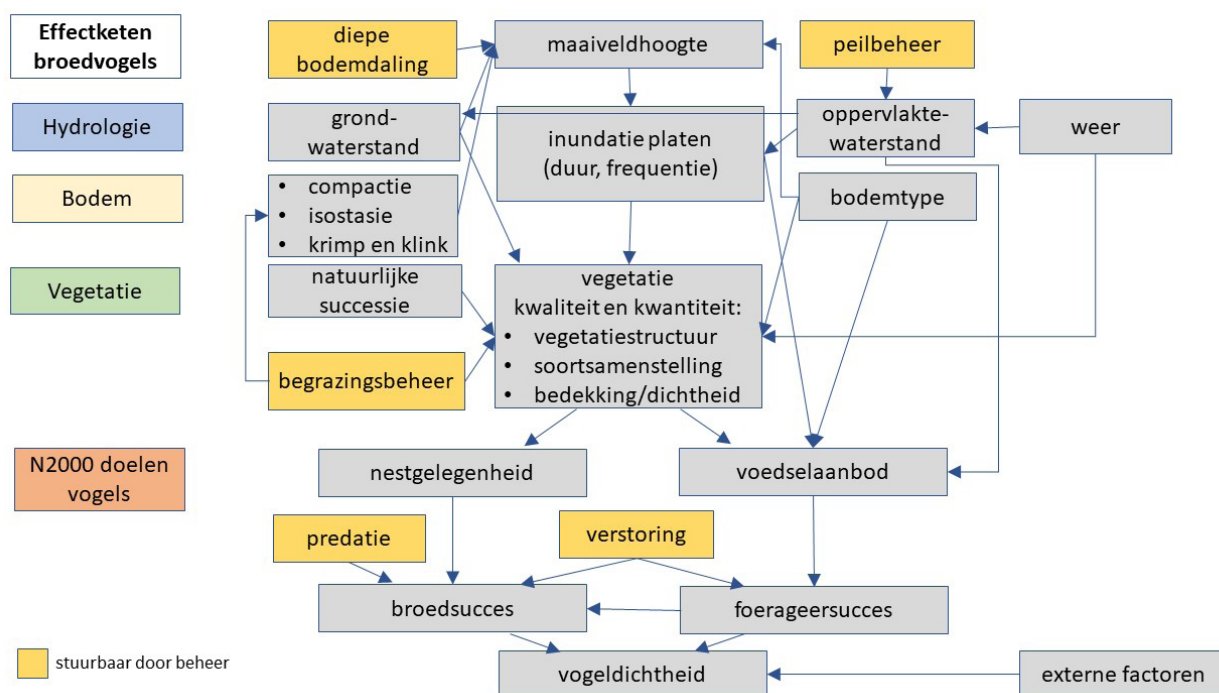
hele korte tijdspanne variëren, zoals de waterstand van het oppervlaktewater, terwijl andere processen vele decennia duren, zoals successie.

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, 2021 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



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 omlijning tevens ook de focus van de analyses over monitoringjaar 2021 aangegeven.

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, welke o.a. wordt gedreven door de meteorologische omstandigheden. 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) en meteorologische omstandigheden. 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 het Lauwersmeergebied plaatsvinden tijdens de trek of in het overwinteringsgebied.

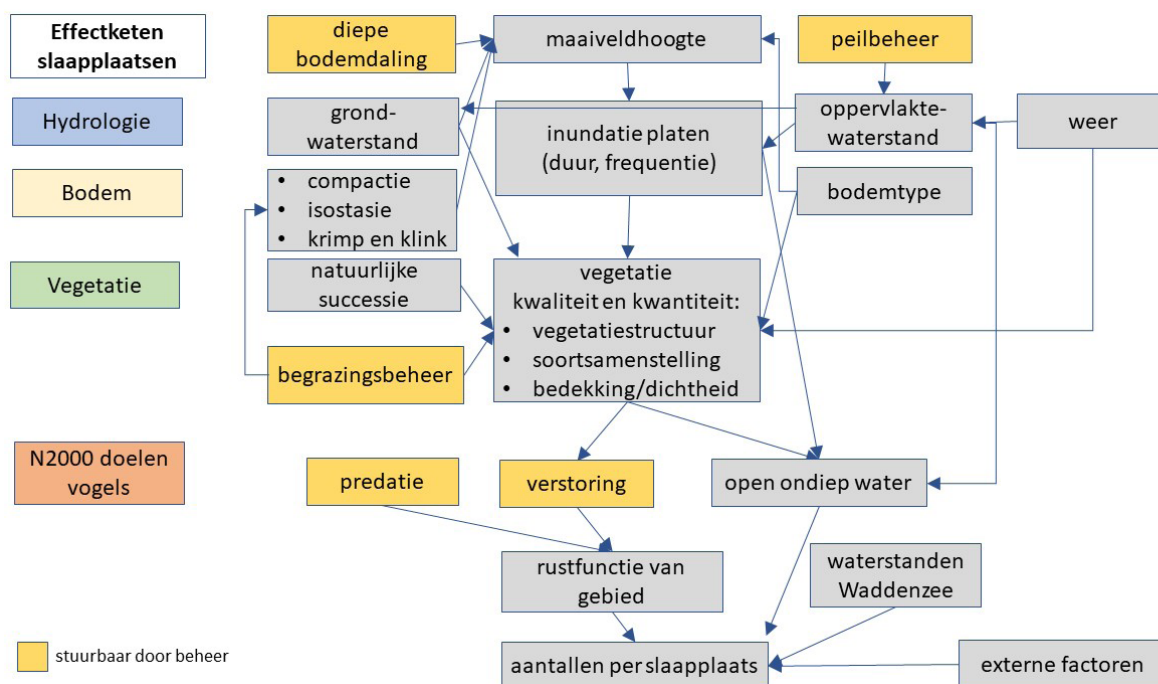
2.1.2. Slaapplaatsen

Voor slaapplaatsen is de effectketen, weergege-

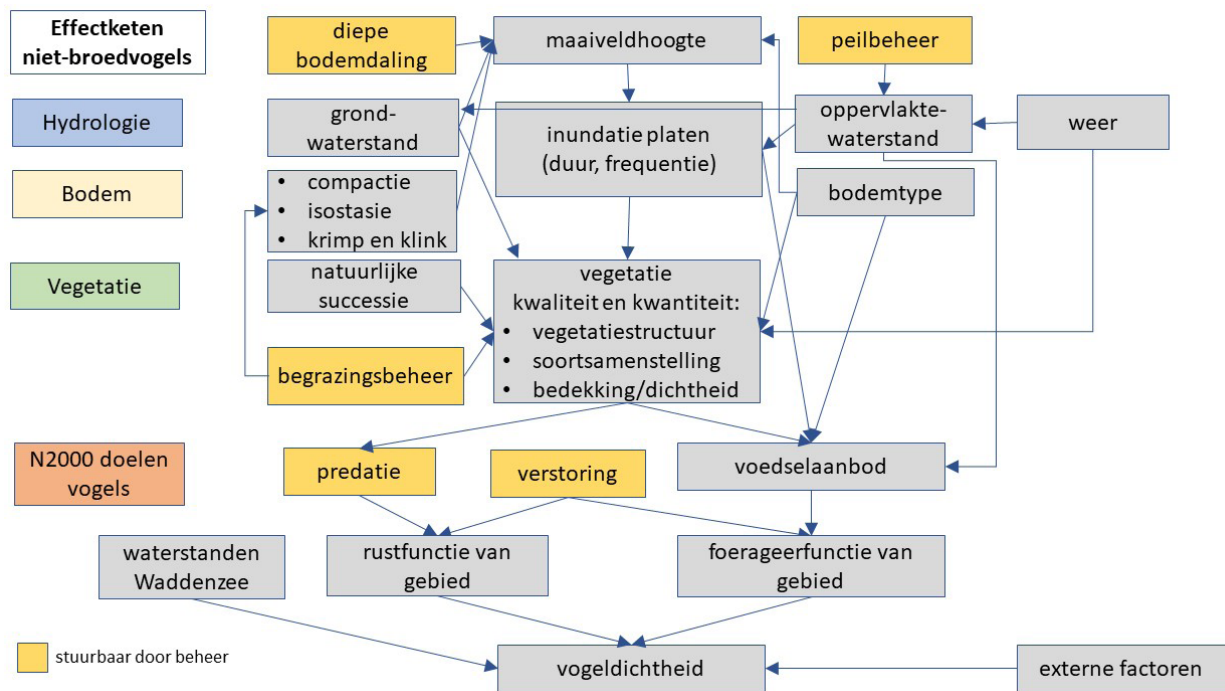
ven in Figuur 2.2, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna is de effectketen totaal anders. Slapende vogels zijn niet op zoek naar goede broedgelegenheid, maar ondiep open water, waar ze rustig en veilig kunnen slapen. Voor soorten die 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 slaappleatsfunctie van het Lauwersmeer is op advies van de Auditcommissie al enkele jaren geen onderdeel meer van de jaarlijkse monitoring. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat de slaappleatsfunctie van het gebied gedefinieerd is binnen de Natura 2000-doelstelling.

2.1.3. Niet-broedvogels

Voor niet-broedvogels is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.3, 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 het Lauwersmeer om te overleven. Daarvoor is voldoende voedsel en voldoende rust belangrijk. De effectketen voor de foerageerfunctie komt overeen met de effectketen voor de broedvogels en de effectketen voor de rustfunctie komt overeen met de effectketen voor de slaappleatsen. De gebiedsfuncties van het Lauwersmeer voor niet-broedvogels zijn op advies van de Auditcommissie sinds 2018



Figuur 2.2. Effectketen voor de slaappleatsfunctie van het Lauwersmeergebied voor vogels - deze effectketen is geen onderdeel van de lopende monitoring.



Figuur 2.3. Effectketen voor de functies van het Lauwersmeergebied voor vogels buiten de broedtijd

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.

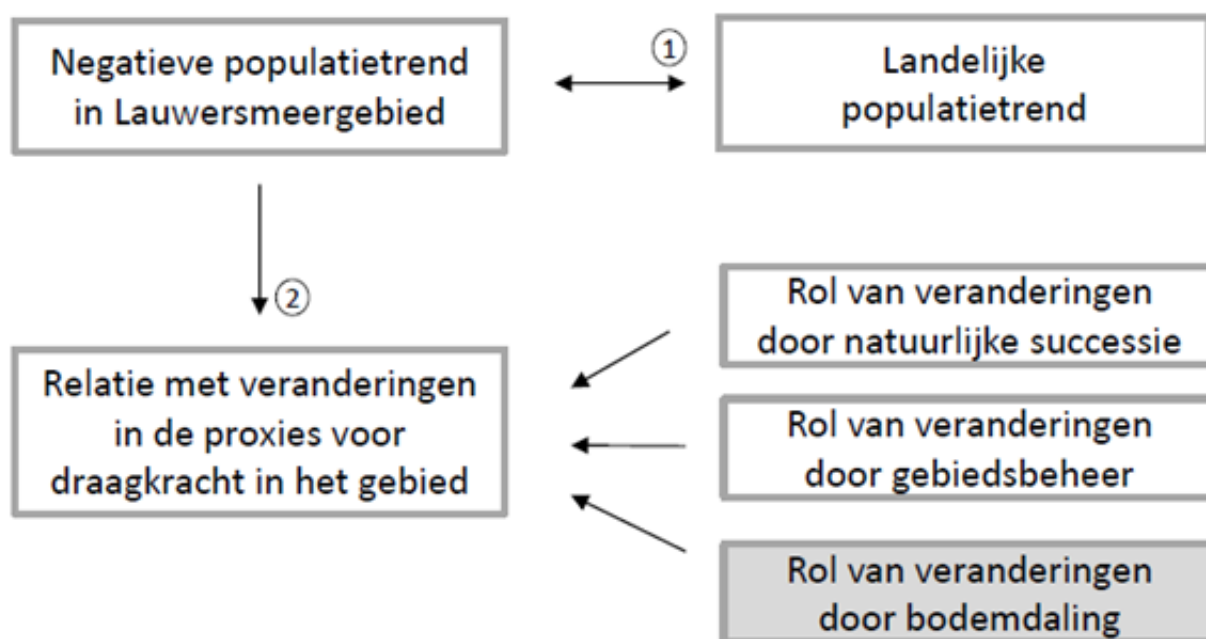
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen

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 verande-



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 beïnvloedingsgebied?	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)	Y→5	N→8
	<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>		
5	Heeft de trend in de draagkracht / gebiedsfunctie een bekende of voor de hand liggende oorzaak? (anders dan bodemdaling/ maaienveldaling)	N→6	Y→8
	<i>Denk hierbij (5) aan beheer zoals begrazing / waterpeil / predatie / methodische veranderingen, etc.</i>		
6	Wat (welke parameter(s)) veroorzaakt de trend in 5 en verhoudt de trend in die parameter(s) zich tot de opgetreden bodemdaling? (richting, ruimtelijk en temporeel) (is er een mogelijke relatie...)	Y→7	N→8
	<i>Kijk voor 6 binnen de proxies / vegetatietypen naar de bepalende parameters/ variabelen, e.g. wadslakje vorig jaar. Dit is een uitgebreid punt. -Met "richting" gaat het om het mechanisme (zou je een afname verwachten als gevolg van bodemdaling...?). -Bij ruimtelijk gaat het om de ruimtelijke correlatie met bodemdaling maar ook met variatie in bodemchemie (vegetatie). -Bij temporeel gaat het om het verloop van de variabele in de tijd en of dat logisch zou zijn onder invloed van bodemdaling.</i>		
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).

ringen in gebiedsfuncties. Onze beoordeling geeft per soort een inschatting van het relatieve belang van bodemdaling voor de draagkrachtverandering.

2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000 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, grasland-

Tabel 2.1. Belang van de deelgebieden in en rond het Natura 2000-gebied Lauwersmeer als broedgebied of foerageergebied voor Natura 2000-broedvogels:

Niet of zeer gering	Enigszins belangrijk	Belangrijk
---------------------	----------------------	------------

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.

Soort	Gedrag	Platen		Moerasontwikkeling		Open water			Buiten N2000-gebied Akker, grasland, Marnewrd, Wad
		Geen beheer	Beweiding / maaien in zomer	Geen beheer	Beweiding	Zeer ondiep (0-20 cm)	Ondiep (20-150 cm)	Dieper (> 150 cm)	
Roerdomp	B								
	F								
Bruine Kiekendief	B								
	F								
Gauwe Kiekendief	B								
	F								
Porseleinhoen	B								
	F								
Kluut	B		?						
	F								
Bontbekplevier	B				?				
	F				?				
Kemphaan	B								
	F								
Noordse Stern	B								
	F								
Veldduil	B	?	?						
	F								
Blauwborst	B								
	F								
Paapje	B								
	F								
Snor	B								
	F								
Rietzanger	B								
	F								

den, 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.

Roerdomp

Roerdampen 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. Roerdampen 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 Roerdampen. 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 voornamelijk 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 andere door invloed van bodemdaling kunnen de platen vernatten en kan de inundatiekans toenemen. Ook andere factoren hebben invloed op de inundatiekans. 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 kunnen de platen vernatten en kan de inundatiekans toenemen. Ook andere factoren hebben invloed op de inundatiekans. 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 (beperkt in inzet grote grazers), dan zullen de omstandigheden voor Rietzangers verbeteren.



Foto 4. In de exclusies die sinds 2017 op de Zoutkamperplaat langs de Zoutkamperril aanwezig zijn, heeft rietland zich fors ontwikkeld, wat het contrast met het begraasde deel vergroot. Foto: Romke Kleefstra, 29 april 2021.

In de moerasontwikkelingsgebieden komt de soort voor in de drogere delen. In deze gebieden kan het broedareaal als gevolg van maaiveldddaling (veroor-

zaakt door gaswinning ,erosie van platen door betreding door vee en veranderingen in oppervlaktewaterstanden) afnemen.

3. Bodemhoogteveranderingen

Wout Bijkerk

3.1. Methode

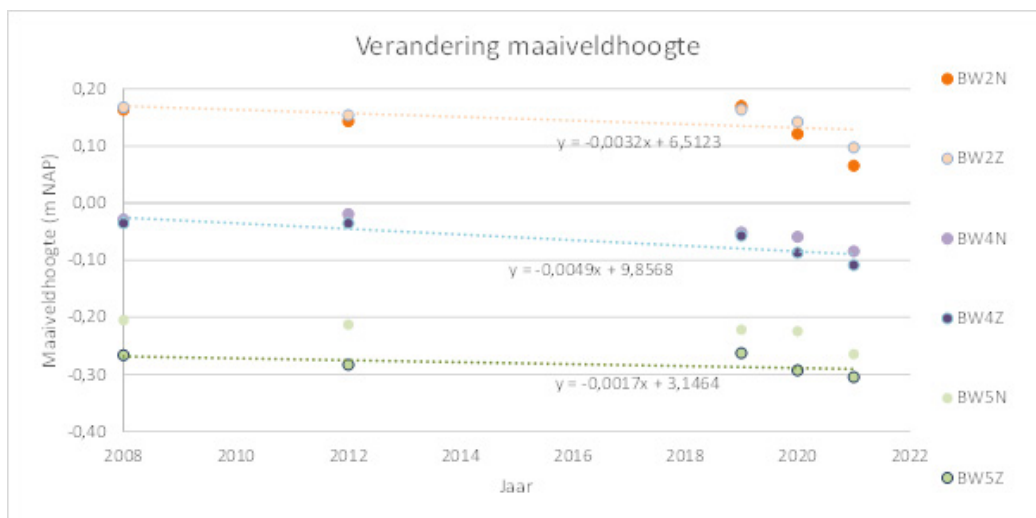
Uitgangspunt in de effectketen is de aanname dat diepe bodemdaling door gaswinning ook een daling van het maaiveld tot gevolg heeft. Bij verder gelijkblijvende omstandigheden (peilbeheer, neerslag en verdamping) leidt een maaiveldddaling tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld en tot een grotere inundatiekans en inundatieduur. Bij de start van de monitoring is besloten om met tussenpozen van enkele jaren de maaiveldhoogte bij de permanente kwadraten (pq's) te bepalen. Dit om zo enige indicatie te verkrijgen over de mate van maaiveldverandering, of deze gecorreleerd is aan de diepe bodemdaling en om maaiveldhoogte te relateren aan vegetatieontwikkelingen. 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 RTK-DGPS 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 positiesignaal via internet is

gecorrigeerd tot een nauwkeurigheid van circa 2 centimeter horizontaal en 3 cm verticaal (Trimble Catalyst Precision). 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. Op elk hoekpunt doet de ontvanger geautomatiseerd 5 metingen die vervolgens worden gemiddeld en bij een te sterke variatie wordt de meting als te onnauwkeurig beschouwd. Vervolgens wordt het gemiddelde van de vier hoekpunten per pq berekend zodat op die wijze kleine verschillen in maaiveldhoogte per pq worden uitgemiddeld evenals de ruis in de meting van elke meetlocatie (hoekpunten).

3.2. Resultaten

De analyse van maaiveldveranderingen beperkt zich, net als afgelopen jaren, tot die pq's waarbij van minimaal drie jaren maaiveldhoogtes bekend zijn.



Figuur 3.1. Maaiveldhoogte (in m NAP) van zes pq's op het noordelijk deel van de Bantswal (BW2n+z, BW4n+z, BW5n+z). De stippellijnen zijn de trendlijnen van telkens de zuidelijke pq van elke locatie, waarbij ook de formule van deze trendlijn is weergegeven. De richtingscoëfficiënt geeft de jaarlijkse maaiveldverandering weer (in m!).

Dit betekent dat de maaiveldhoogte van die pq's die in 2014 zijn uitgezet vanaf meetjaar 2021 ook in de analyse kunnen worden meegenomen op basis van de jaren 2019 t/m 2021.

In figuur 3.1 zijn de maaiveldhoogtes van 6 pq's op de Bantswal weergegeven als voorbeeld. Uit deze figuur valt op dat:

- de snelheid van maaiveldverandering tussen de pq's varieert. In dit voorbeeld van 1,7 tot 4,9 mm per jaar
- consequent sprake is van maaiveldddaling
- dat de gemeten daling tussen 2008 en 2019 veel geringer lijkt te zijn dan de daling in de periode 2019 t/m 2021.

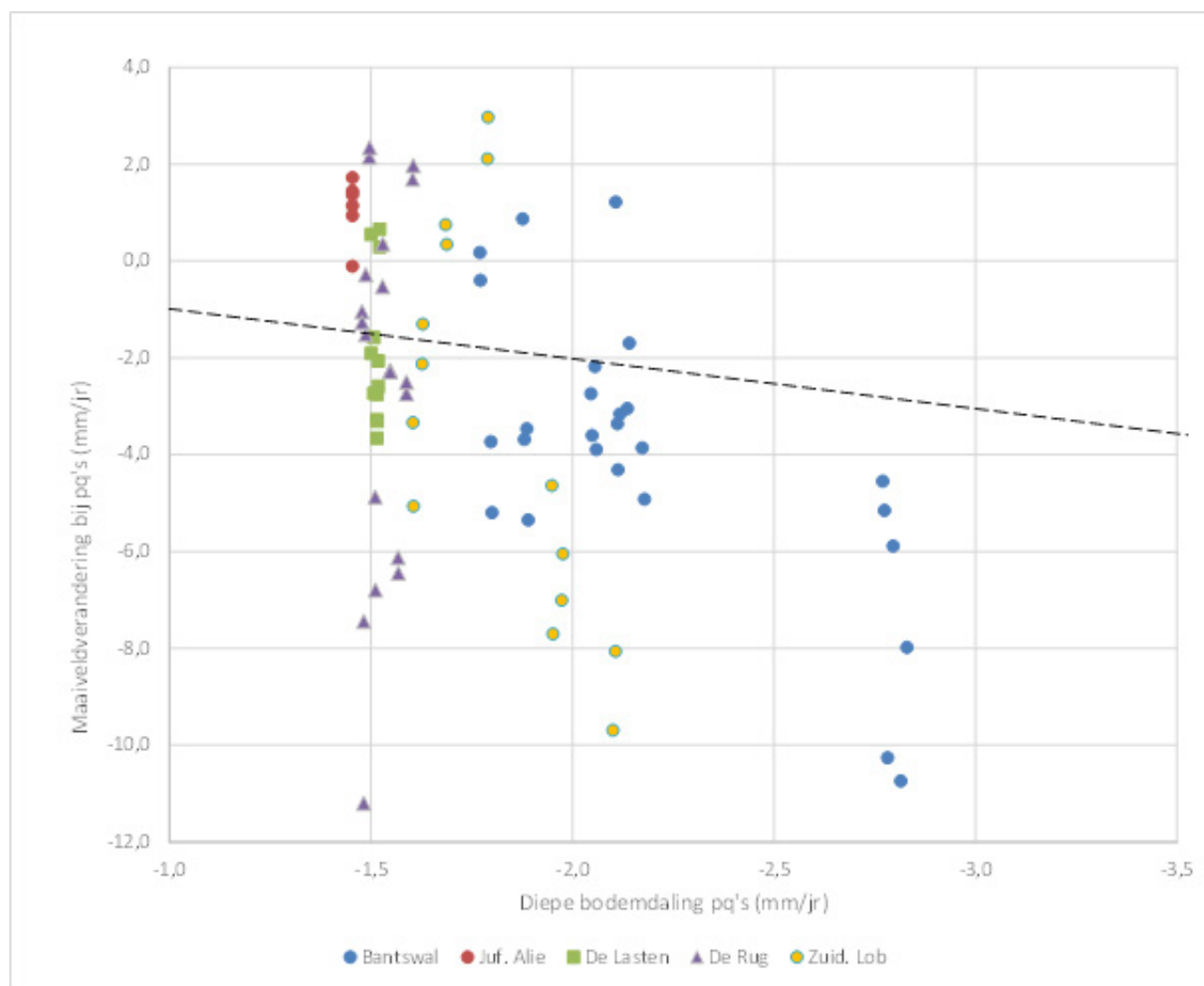
De snelheid van diepe bodemdaling op deze locaties varieert tussen 2,1 en 2,2 mm/jaar. De jaarlijkse diepe bodemdaling is daarbij afgeleid van de gemiddelde bodemdaling in de periode 1 januari 2008

Tabel 3.1. Gemiddelde maaiveldverandering en maaiveldverandering per jaar voor alle pq's met metingen in de perioden 2012-2019 en/of 2019-2021. Gemiddeld gezien is er sprake van een maaiveldddaling (vandaar de positief weergegeven getallen).

Periode	# meetpunten (n)	Daling (mm)	Daling/jr (mm)
2012 - 2019	78	10	1,1
2019 - 2021	97	29	14,4

t/m 1 januari 2019 (NAM 2020).

Om een beeld te krijgen of de gemiddelde jaarlijkse maaiveldverandering verschilt tussen de periode voor 2019 en de periode er na is voor alle pq's met waarnemingen van 2012 t/m 2019 en/of van 2019 t/m 2021 de gemiddelde maaiveldverandering uiterekend en vervolgens de daarvan afgeleide maaiveldverandering per jaar (tabel 3.1).



Figuur 3.2. Maaiveldverandering in de pq's tussen 2008 en 2021 ten opzichte van de berekende diepe bodemdaling 2008 - 2019. - is daling, + is stijging. De onderbroken lijn geeft de nullijn weer, waarbij de diepe bodemdaling overeenkomt met de maaiveldddaling.

Het verschil tussen beide perioden is zo groot dat de pq's waarvan pas sinds 2019 de maaiveldhoogte is gemeten voor wat betreft de gemiddelde dalings-snelheid niet te vergelijken zijn met pq's waarvan deze als sinds 2008 of 2012 is gemeten. Een maaiveldalingsdalingsnelheid gebaseerd op enkel die laatste drie jaren geeft een enorme overschatting. In figuur 3.2 is daarom alleen gebruik gemaakt van de pq's waarbij vanaf 2008 of 2012 hoogtemetingen zijn uitgevoerd. 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 2020).

Als de diepe bodemdaling zich rechtstreeks zou vertalen in daling van het maaiveld, dan wordt een verband tussen beiden verwacht eventueel bovenop andere oorzaken van bodemdaling. Uit de figuur blijkt dat er tot nog toe hooguit een gering verband tussen beiden is gevonden. De pq's op De Rug, De Lasten en in het Terreintje van Juffrouw Alie hebben bijna geen variatie in snelheid van diepe bodemdaling. Die ligt op circa 1,5 tot 1,6 mm/jr (cf M&R cyclus 2017-update)¹. Desondanks is er een grote variatie in maaiveldverandering, vooral op De Rug.

Ook zijn er pq's waarvan de maaiveldhoogte toeneemt met de jaren. Dat laatste geldt bijna consistent voor de pq's in het Terreintje van Juffrouw Alie hoewel de correlatie met tijd gering is ($R^2 < 0,2$; alleen bij JA3 lijkt trendmatig sprake van een stijging van het maaiveld met $R^2 > 0,6$). Juffrouw Alie heeft een eigen peilbeheer, waarbij de waterstand wat langer hoog kan worden gehouden, wat leidt tot stapeling van organische stof in deze duinvalleivegetatie. Dit is consistent met de waargenomen afname van de pH. Al met al is bij 19 van de 77 in de figuur weergegeven pq's sprake van toename van de maaiveldhoogte.

Voor de deelgebieden Bantswal en in mindere mate Zuidelijke lob is er wel sprake van enige correlatie tussen maaiveldverandering en diepe bodemdaling door de gaswinning. De determinatiecoëfficiënt (R^2) tussen diepe bodemdaling en maaiveldverandering voor deze twee gebieden is respectievelijk 0,52 en 0,45. In de meeste gevallen is de snelheid van maaiveldalingsdalingsgroter dan die van de diepe bodemdaling door gaswinning. Dit komt omdat naast gaswinning ook andere processen bijdragen aan de maaiveldalingsdalings.

De resultaten van de maaiveldhoogtemetingen in

de pq's in 2008, 2012, 2019 en 2020 zijn vermeld in bijlage 1. Op basis van trendlijnen van de afzonderlijke meetpunten met langjarige metingen (2008 – 2021) bedraagt de gemiddelde daling 2,9 mm/jaar). Deze waarde ligt in de range die aangegeven wordt door de bodemdalingskaart 2.0 (www.bodemdalingskaart.nl) gebaseerd op hoogfrequente radar-metingen vanuit satellieten van doorgaans harde oppervlakten (InSAR), gemeten vanaf 2015. Volgens deze site varieert de dalingsnelheid westelijk van het Lauwersmeer, rond Anjum, tussen 5 en 7 mm/jr. Aan de noordzijde van het Lauwersmeergebied ligt de bodemdalingsnelheid tussen 3 en 5 mm/jr.

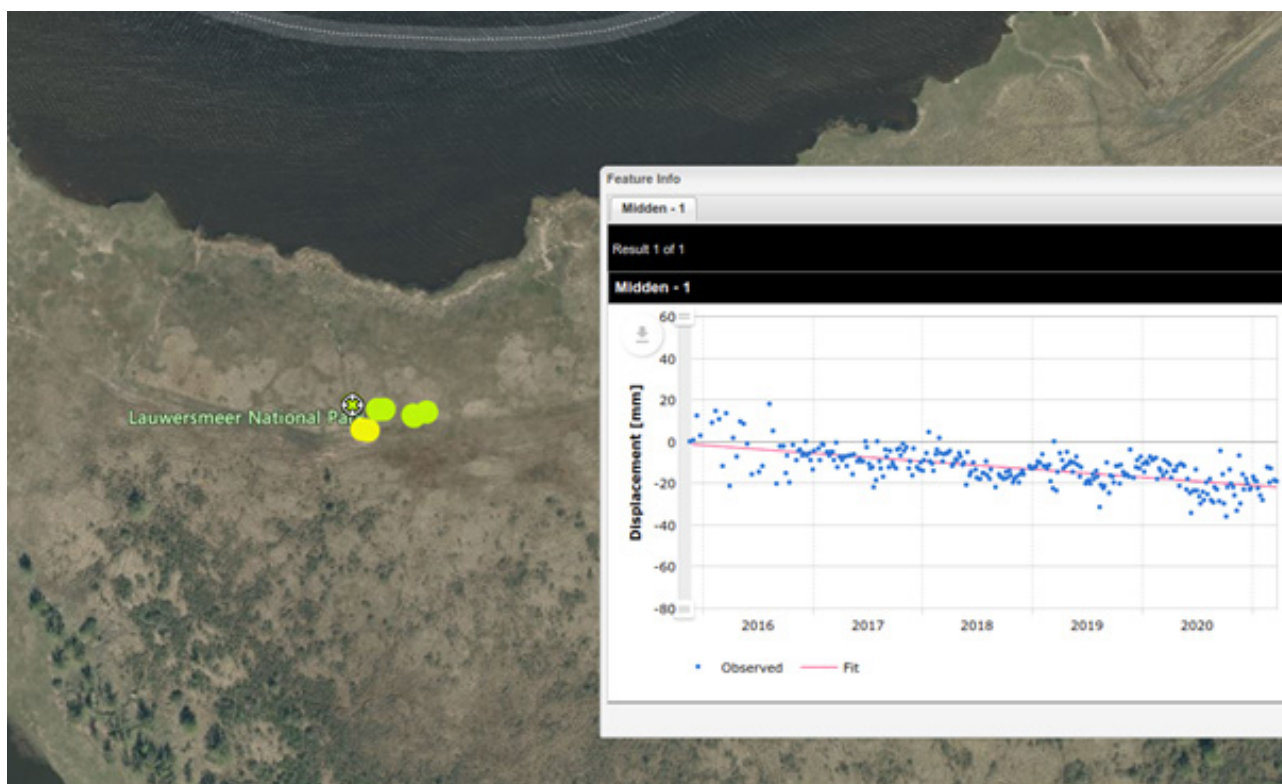
Andere oorzaken bodemdaling

Naast diepe bodemdaling door gaswinning draagt ook de kanteling van de aardkost -door terugtrekking van de ijskap sinds de ijstijd- bij aan bodemdaling. Schattingen van de bodembeweging als gevolg van deze 'isostasie' variëren voor het Waddengebied tussen 0,5 en 0,8 mm per jaar (www.stowa.nl/deltafacts/).

Het verschil in dalingsnelheid tussen de jaren 2019-2021 en 2012-2019 kan mogelijk worden verklaard door het effect van krimp en autocompactie. Dit speelt zeker op de zuidelijke kleigronden, maar ook op de zavelige en zandige bodems lijkt dit verschijnsel zich voor te doen. Figuur 3.3 is een screenshot van een serie bodemhoogtemetingen via InSAR die met de bodemdalingskaart 2.0 zijn te bekijken. Het geselecteerde meetpunt ligt op de Zoutkamperplaat dichtbij pq ZP4. De bodemdalingsnelheid is berekend op 3,9 mm/jr. Uit de grafiek is goed zichtbaar dat vooral van de jaren vanaf 2018 de metingen in winter en voorjaar boven de trendlijn liggen en in de (na)zomer eronder, wat wijst op een verband met de droge zomers (zie hoofdstuk 4).

Bij krimp worden bodemdeeltjes dichter op elkaar geperst door vermindering van het watervolume in de grond. Dit speelt met name in de onverzadigde zone van veen- of kleibodems. Het treedt op bij grondwaterstandverlaging maar ook door periodieke verdroging en verdamping. Nadat het grondwaterniveau (de verzadigde zone) zich heeft hersteld zwelt klei veelal weer op maar niet altijd volledig. Krimp is daardoor ten dele onomkeerbaar (www.stowa.nl/deltafacts/) en dat is onderdeel van de rijping van de bodem. Als het grondwaterniveau zich na een dergelijke irreversibele krimp weer herstelt tot het (absolute) niveau van voor de krimp dan leidt dit uiteindelijk tot een hogere waterstand ten opzichte van maaiveld en daarmee tot vernatting.

¹ De meest recente dalingscontouren (t/m 1-1-2021), zoals weergegeven in bijlage 3 zijn hier nog niet verwerkt. Met die data zou de diepe bodemdaling op de top van De Rug (bij RU3) 1,1 mm/jr bedragen over periode 2006 tot 2021.



Figuur 3.3. Maaiveldverandering van een InSAR meetpunt op de Zoutkamperplaat vanaf eind 2015 tot 2021 (Bron: Bodemdalingskaart 2.0).

3.3. Conclusie diepe bodemdaling en maaiveldddaling

Op het merendeel van de meetpunten is sprake van maaiveldddaling, maar op enkele wordt ook stijging van het maaiveld gemeten. Over het algemeen is de maaiveldddaling beduidend groter dan de gemodel-

leerde diepe bodemdaling, ook als de meetpunten waarvan enkel sinds 2019 is gemeten buiten beschouwing worden gelaten. Ondanks de beperkte nauwkeurigheid van de maaiveldhoogtemetingen (3 cm in verticale richting) laat de berekende maaiveldverandering daarmee zien dat diepe bodemdaling zich niet 1 op 1 vertaalt in maaiveldddaling. Op



Foto 5. Oeverafslag op de kop van de Blikplaat. Foto: Romke Kleefstra, 26 maart 2021.

sommige locaties is de maaiveldddaling veel geringer maar op de meeste juist meer dan de diepe bodemdaling. In de laatste drie jaren is de maaiveldddaling groter dan voorheen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de droge jaren 2018 t/m 2020 die hebben geleid tot krimp, met name op de kleiiger bodems. Op grote ruimtelijke schaal heeft ook isostasie een bijdrage aan de maaiveldddaling. Op kleinere schaal zullen stapeling van organische stof of juist vertrapping of afstromend grondwater lokaal leiden tot variatie in maaiveldhoogte. De mate waarin diepe

bodemddaling door gaswinning precies bijdraagt aan de maaiveldddaling van het natuurgebied is met deze gegevensreeks niet vast te stellen, maar de gegevens indiceren wel dat andere processen hierin een grotere rol spelen. Maaiveldhoogte vormt echter de tweede stap in de effectketen en is sturend is voor een heel netwerk aan relaties in die effectketen. De hoogtemetingen zullen worden voortgezet en naar verwachting zal daardoor de ruis als gevolg van de beperkte nauwkeurigheid van de hoogtemeter langzamerhand minder impact hebben.

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 oppervlaktemeetpunten 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.

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 oppervlaktemeetpunten zijn tij-

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

dens de strenge winter van 2009/2010 door kruierend 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-portal: <https://www.verbelco.nl/waterweb/dataset/9f4ea5636245b547d829cec8c1d60e03>. In dat, voor dit project opengestelde, portal worden de hydrologische data op een inzichtelijke wijze gepresenteerd.

4.2. Resultaten Hydrologie

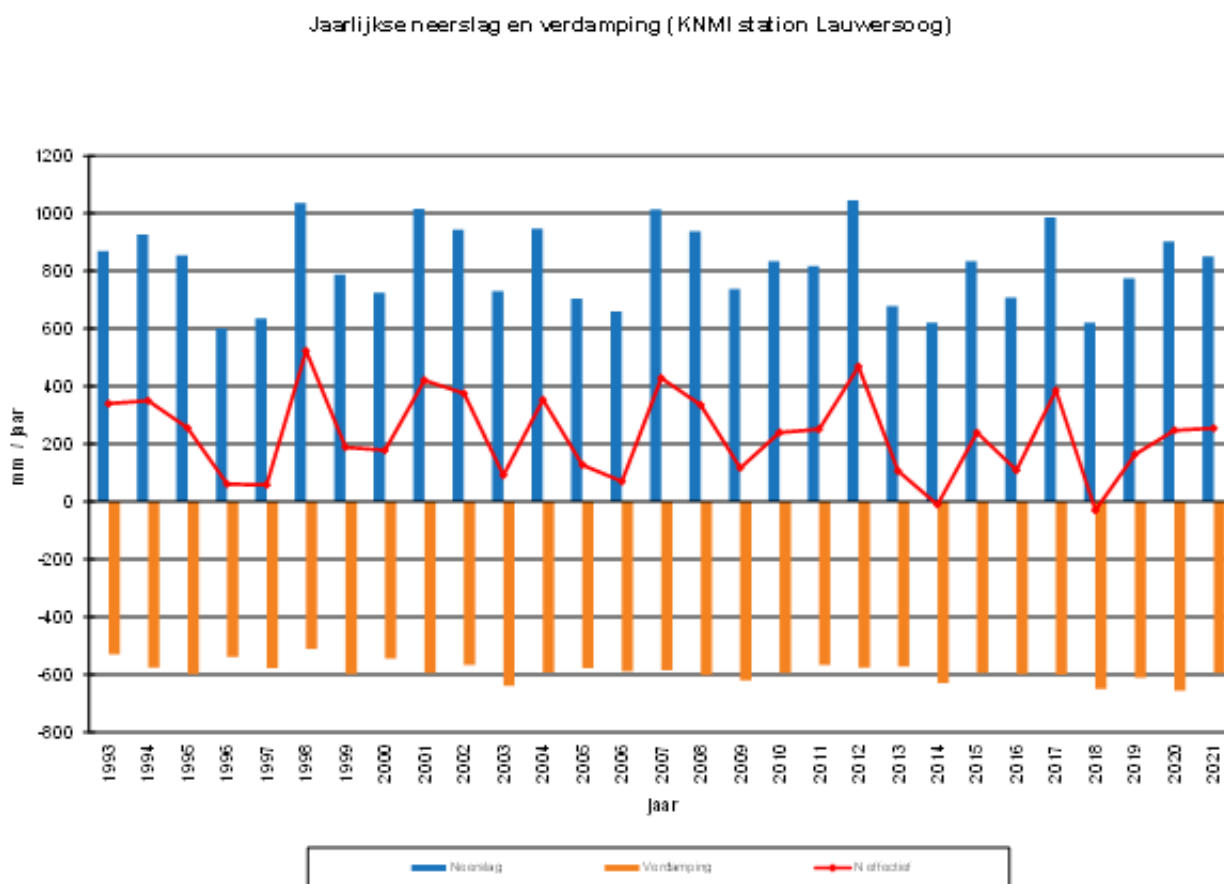
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 - 31 december 2021

Na een meetperiode van ruim veertien jaar blijkt het jaarlijkse fluctuatiepatroon van het grondwater 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 als er sprake is van sterk verhoogde oppervlaktewaterstanden 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 in 2017. Het jaar 2018 heeft met zijn extreem droog weer tot de grootste uitzakking van de grondwaterstand gezorgd 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 2021 is de uitzakking geringer en van kortere duur dan in 2020, in het merendeel van het jaar doen zich hogere grondwaterstanden voor met geringe fluctuaties.

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



Figuur 4.1. Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2021, gebaseerd op het KNMI-station Lauwersoog. De rode lijn (N-effectief) geeft het verloop weer van het neerslagoverschot sinds december 1993.

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 2021

Het jaar 2021 is een normaal droog jaar geweest (landelijk gemiddeld 798 mm neerslag tegenover 795 mm normaal), maar ook warmer (vanaf september) en zonniger dan normaal (bron: KNMI). In de voorjaars- en zomerperiode viel minder neerslag, eind augustus viel er in het noorden veel neerslag. In februari, november en vooral september waren droge maanden. Het KNMI-station Lauwersoog kwam uiteindelijk met 850 mm neerslag boven het landelijk jaargemiddelde uit.

Er was in het Lauwersmeergebied over 2021 sprake van een effectief neerslagoverschot van 254 mm (figuur 4.1) waardoor de grondwaterstanden een geringere uitzakking vertonen dan in het voorgaande jaar. Het verdrogende effect van de diepe en langdurige uitzakking in de zomers van 2018 t/m 2020 is daarom in 2021 veel minder sterk tot afwezig.

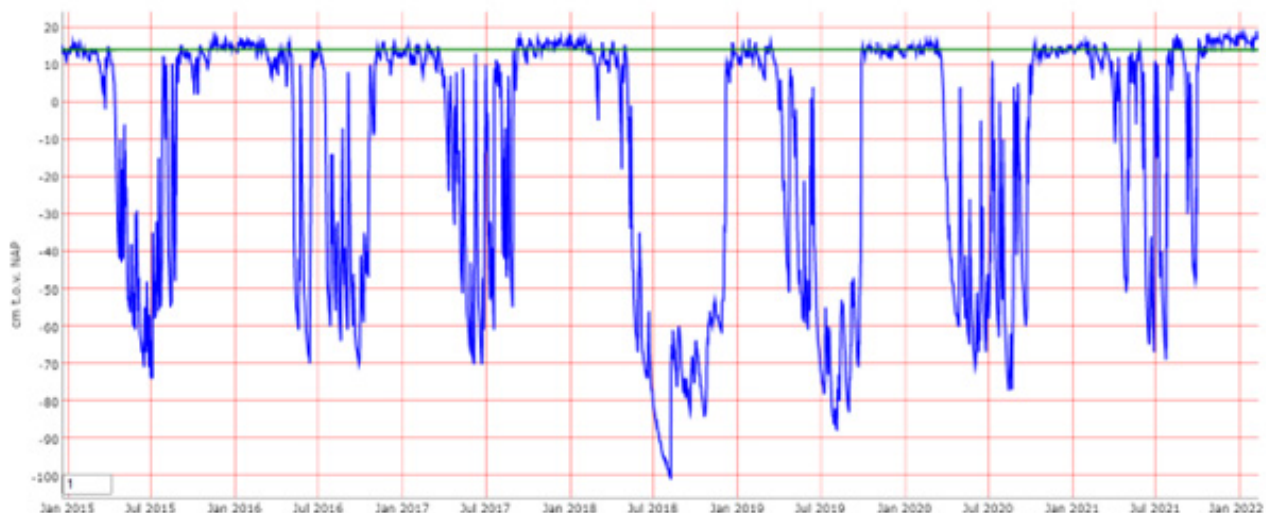
De grondwaterstand daalt in 2021 vanaf begin april, later dan vorig jaar, bij de meeste meetpunten tot ruim onder maaiveldniveau, met het laagste niveau rond eind juni en een mindere geringe uitzakking eind juli. Deze uitzakkingspieken worden in de zomerperiode afgewisseld door hogere waterstanden.

Eind september stijgt het grondwaterpeil gestaag tot aan of boven maaiveld, op welk niveau het voor de resterende periode van het jaar blijft, zoals het grafisch verloop voor het merendeel van de meetpunten laat zien.

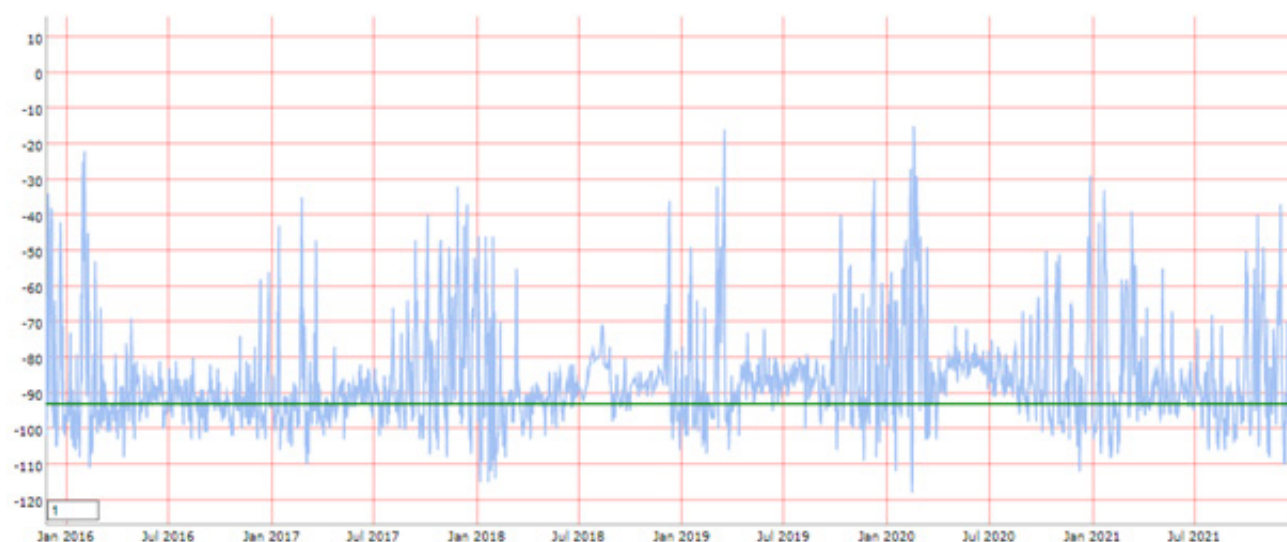
In figuur 4.2 is als voorbeeld het stijghoogteverloop voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Uit het stijghoogteverloop blijkt dat in de zomer van 2021 de grondwaterstand niet meer over een lange periode diep uitzakte zoals in 2018 en 2019. Tussentijds was er in de zomer genoeg aanvulling om de grondwaterstand voor korte tijd weer tot aan maaiveld te krijgen. Voor de overige buizen en totale meetperiode verwijzen we naar het eerder vermelde Lauwersmeerportaal binnen Waterweb.

Door de 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.

Om de waterstanden te bufferen in de Groninger boezem laat Waterschap Noorderzijlvest bij verwachte droge perioden extra water in vanuit van uit de beheergebieden van Wetterskip Fryslân (bij Gaarkeuken) en van Waterschap Drents-Overijsselse Delta (mond. med. J. Schenkel, WS Noorderzijlvest). Hierbij wordt voor het Lauwersmeer in deze periode



Figuur 4.2. Verloop stijghoogte diepere buis bij RU3 (cq. RU3b) voor de periode januari 2015 t/m december 2021 (blauwe lijn). De maaiveldhoogte is met een groene lijn weergegeven.



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

een hoger streefpeil gehanteerd dan de standaard 93 cm -NAP. Dit is goed zichtbaar in het waterstandsverloop van het Lauwersmeer (figuur 4.3).

Uit figuur 4.3 blijkt dat in de zomers van 2018, 2019 en 2020 een peil van circa -85 cm NAP is gehanteerd. Ook valt op dat in de maanden april t/m augustus van 2021 enkele hoge pieken in de waterstand zich hebben voorgedaan. Dit leidde in mei 2021 tot inundatie van lagere plaatdelen. Dergelijke pieken doen zich doorgaans vooral in het najaar tot vroege voorjaar voor en bedragen vaak tientallen centimeters boven streefpeil.

Het grillige waterstandsverloop is 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.

Wat nauwelijks in figuur 4.3 is terug te vinden is de peilproef die aan het eind februari tot 1 april 2021 is uitgevoerd. Het peil is daarbij opgezet tot 53 cm -NAP, maar door slechte weersomstandigheden is de proef twee keer onderbroken en na 1 april afgebroken. De pieken die daardoor optraden lijken weinig af te wijken van pieken die in voorgaande jaren zonder peilproef voor kwamen.

De peilproef leek de opzet van de bodemdalingsmonitoring te doorkruisen, zeker als het ook nog gepaard gaat met het opzetten van het peil in de zomerperiode. Dit omdat bodemdaling (bij gelijkblijvend peilregime en weersituatie) leidt tot vernatting (hogere grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld) hetgeen door peilproef en peilopzet wordt versterkt. Naar alle waarschijnlijkheid wordt de peilproef de komende jaren echter niet voortgezet.

Grondwaterstanden in 2021 in relatie tot de broedvogelkartering

In tegenstelling tot voorgaande jaren bleven de laaggelegen delen van platen in het voorjaar van 2021 vochtig tot nat. Doorgaans is de bodem zeer zompig tijdens de eerste twee inventarisatieronden eind maart en begin april, waarbij vaak door ‘enkel-hoog’ water wordt gelopen, en waarna het later in het seizoen doorgaans droog is. Het tegenovergestelde gebeurde in 2021. Begin mei kwam het peil van het Lauwersmeer dusdanig hoog dat de lage delen van o.a. De Rug, Zuidelijke Ballastplaat en Schildhoek kopje onder gingen. Zuidelijke Lob en Pampusplaat verdwenen vrijwel geheel onder water en het rietland op de Blikplaat en Sennerplaat stond plasdras. Voor grondbroedende soorten als Kievit, Tureluur, Veldleeuwerik en Graspieper, die op dat moment eieren of jongen hadden, zal dit onherroepelijk consequenties voor het broedsucces hebben gehad, zo ook voor rietvogels die laag boven of op de grond nestelen. Opvallend was dat grote aantallen Zilverplevieren, Bontbekplevieren, Groenpootruiters, Witgatjes en Oeverlopers verspreid door het gebied gebruik maakten van de plasdrasse delen als foerageergebied.

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) 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 2021 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.

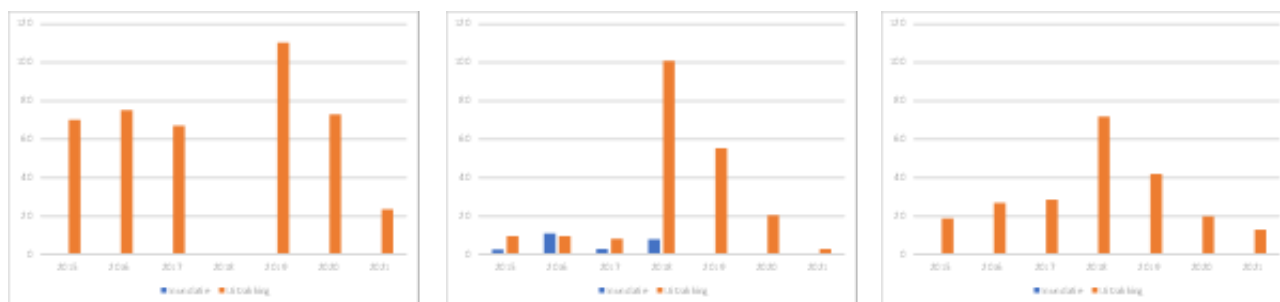
Door 's zomers optredende droogval bij de waterstand beneden een niveau van 60 cm -mv, ontbreken de waarden voor de ondiepe filters (A), die daarom uit het overzicht zijn weggelaten. Bovenstaande tabel laat zien dat langdurige inun-

daties (periode van meer dan een week) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2021 zich voordoen bij de meetpunten Bantswal BW3 en BW8, De Lasten (LA3), Zuidelijke Ballastplaat ZB2, Blikplaat BP2 en BP3 en op de Sennerplaat bij het hogere deel, bij SP1. Dat is op meer locaties dan in 2020 en ook is de duur op veel locaties toegenomen maar in enkele gevallen minder dan in 2020. Minder langdurig (een week of minder) is de inundatie bij de overige meetpunten.

Het is overigens niet per definitie zo dat relatief laag gelegen delen op een plaat meer dagen inundatie hebben dan de hoger gelegen delen. Op de Rug liggen de buizen RU1 en RU5 relatief dicht bij het open water en is de maaiveldhoogte resp. 39 en 4 cm -NAP. De midden op de plaat gelegen buis RU3 heeft een maaiveldhoogte van 14 cm +NAP. Desondanks hebben de beide lagere locaties in de periode vanaf 2015 nooit te maken gehad met inundatie terwijl dit voor RU3 wel geldt. Daar ligt de grondwaterstand,

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 2021. Het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart t/m 30 april 2021 en uitzakking dieper dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei t/m 30 september 2021. 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		95,6
BW3B	-41	-62	21	23	-160	183	17,2	2,6
BW8B	-12	-44	32	30	-207	237	11,3	20,5
BW9B	-50	-81	31	26	-206	232	3,4	21,8
JA3B	-41	-76	35	-34	-157	123		8,3
LA3B	-66	-84	18	23	-188	211	7,7	6,3
RU1B	-39	-75	36	24	-143	167		12,7
RU3B	14	-9	23	23	-101	124	0,7	2,8
RU5B	-4	-46	42	21	-126	147		23,6
ZL3B	-64	-97	33	24	-201	225	4,3	33,3
ZL5B	-44	-76	32	25	-177	202	N.B.	N.B.
ZB2	-14	-41	27	-7	-140	133	14,8	1,2
ZB3	-12	-53	41	-6	-142	136	4,8	22,5
SH2	-14	-54	40	-7	-175	168	0,1	26,3
SH3	-29	-63	34	-12	-209	197	0,1	5,4
ZP1	-45	-93	48	-16	-208	192		40,2
ZP4	-58	-82	24	-11	-180	169	4,1	1,7
ZP5	-2	-71	69	-8	-180	172		50
BP2	-50	-86	36	-14	-211	197	24,5	9,2
BP3	-74	-91	17	-21	-218	197	37,8	
SP1	-4	-27	23	13	-163	176	47	
SP3	-66	-90	24	-13	-237	224	3,7	
SP6	-65	-86	21	-16	-222	206	3,8	



Figuur 4.4. Het aantal dagen inundatie in het voorjaar (blauwe staven) en diepere uitzakking in de zomer (oranje staven) voor de buizen RU5 (links, mv = -4 cm NAP), RU3 (midden, mv = +14 cm NAP) en RU1 (rechts, mv = -39 cm NAP) sinds 2015. Door uitval van een datalogger ontbreken de data van 2018 voor buis RU5.

door de bolling van het freatische peil in het voorjaar rond maaiveld en soms net er boven, terwijl deze bij de lagere buizen er enkele decimeters onder ligt. Anderzijds liggen alle buizen op de Rug dusdanig hoog dat ze in de periode vanaf 2015 nooit zijn geïndundeerd door pieken in de waterstand van het meer.

Het aantal dagen met langdurige diepe uitzakking van de grondwaterstand in de zomerperiode (>60 dagen) doet zich in 2021 fors minder voor dan in 2020, alleen bij meetpunt BW1. Zelfs bij de hoger gelegen meetpunten BW1, SH2, ZP5 en SP1 is een forse afname in het aantal dagen uitzakking te zien. Bij de meetpunten op de Blikplaat en Sennerplaat (BP3, SP1, SP3 en SP6) treedt uitzakking tot 80 cm beneden maaiveld in 2021 zelfs niet op. De relatieve vernatting komt ook tot uiting door een toename in hoogte van de gemiddelde waterstand voor vrijwel alle meetpunten.

4.2.4. Modelleren 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 (zie bijlage 4 voor overzicht jaargegevens) 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 verklaart. De helft van de in 2014 geplaatste peilbuizen laat inmiddels een voldoende modelresultaat zien, de rest zit hier net onder. Uitzondering hierop is de meer geïsoleerd gelegen peilbuis SP1 in het zuidelijk deel van de Sennerplaat met weinig verklaarde variantie.

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's Index Criterium (AIC). In vergelijking tot de voorgaande rapportage is het percentage verklaarde variantie voor de meeste meetpunten weinig toegenomen en voor de meeste in 2014 geplaatste meetpunten 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.

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

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

2021:

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

Meetreeks	BW1B		BW3B		BW8B		BW9B		JA3B		LA3B	
Prec + Evap	82,8	0,019	81,9	0,017	75,7	0,028	79,1	0,023	76,9	0,014	64,9	0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	90,2	0,020	83,7	0,013	90,6	0,014	90,3	0,013	79,3	0,011	86,2	0,011
Prec + Evap + Opp. waterpeil	81,3	0,020	84,0	0,018	75,2	0,031	78,2	0,025	76,7	0,016	63,7	0,025
Prec + Evap + Opp. wp + Lin.trend	81,8	0,020	82,5	0,018	75,7	0,031	78,4	0,025	76,8	0,016	63,7	0,025

Meetreeks	RU1B		RU3B		RU5B		ZL3B		ZL5B	
Prec + Evap	81,8	0,015	69,9	0,017	71,3	0,016	77,8	0,028	78,9	0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	79,6	0,015	79,8	0,010	85,1	0,009	85,0	0,020	83,2	0,017
Prec + Evap + Opp. waterpeil	81,8	0,016	68,6	0,021	71,1	0,019	76,5	0,031	77,5	0,027
Prec + Evap + Opp. wp + Lin.trend	81,8	0,016	70,5	0,021	71,2	0,019	76,6	0,031	77,5	0,027

Meetreeks	ZB2		ZB3		SH2		SH3		ZP1		ZP4	
Prec + Evap	65,8	0,029	82,5	0,016	73,7	0,029	66,2	0,029	77,7	0,024	75,4	0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	83,3	0,018	82,6	0,013	82,2	0,020	84,9	0,016	89,5	0,016	85,8	0,015
Prec + Evap + Opp. waterpeil	65,0	0,029	83,2	0,017	73,8	0,030	66,2	0,029	76,4	0,025	74,5	0,024
Prec + Evap + Opp. wp + Lin.trend	65,1	0,030	84,6	0,017	73,9	0,031	66,2	0,029	76,6	0,025	75,0	0,024

Meetreeks	ZP5		BP2		BP3		SP1		SP3		SP6	
Prec + Evap	80,3	0,016	71,1	0,026	56,4	0,021	36,8	0,015	58,5	0,027	60,5	0,013
Prec + Evap + Niet Lineariteit	91,0	0,012	90,0	0,016	84,0	0,014	64,1	0,010	70,9	0,018	82,7	0,009
Prec + Evap + Opp. waterpeil	81,3	0,016	71,3	0,028	56,7	0,023	36,7	0,016	55,8	0,029	60,6	0,015
Prec + Evap + Opp. wp + Lin.trend	81,5	0,016	71,4	0,028	56,7	0,023	36,1	0,016	55,9	0,029	60,6	0,015

(lineaire) trend aanwezig is. 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 6.3 blijkt dit bijna altijd het model te zijn met alleen neerslag en verdamping als verklarende variabelen. Toevoeging van een lineaire trend (in combinatie met meerpeil) levert enkel bij ZP5 een gelijke FPE op die gepaard gaat met een iets hogere verklaarde variantie. Dit betekent dat voor de gehele dataset een effect van bodemdaling op het stijghoogteverloop van het grondwater niet blijkt uit deze modelvergelijking.

Voor meetpunten in de Lasten (LA3b), Schildhoek (SH3), Blikplaat (BP3) en Sennerplaat (SP1, SP3 en SP6) is het modelresultaat te gering om een uitspraak te kunnen doen over de effecten van bodemdaling op het grondwaterverloop.

4.3. Conclusie grondwaterregime en bodemdaling

Het grondwaterstandsverloop wordt bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij één meetpunt 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 de zomers van 2018 t/m 2020 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien ligt het enige meetpunt waar het model met lineaire trend beter scoort dan het simpeler model (ZP5) vrij ver van het centrum van de dalings-schotel zodat een ruimtelijke relatie tussen een lineaire trend en de mate van bodemdaling ontbreekt. Een relatie tussen bodemdaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld is, net als in voorgaande jaren, niet aantoonbaar aanwezig.



Foto 6. De Pampusplaat kalft al jaren sterk af, waardoor de plaat steeds kleiner wordt. Op de foto is de punt van de plaat te zien, die sterk onder invloed van oeverafslag staat en waarop te zien is hoe de plaat steeds verder teruggedrongen wordt. Foto: Romke Kleefstra, 25 maart 2021.

5. Vegetatiemonitoring

Wout Bijkerk

De vegetatiemonitoring in 2021 omvatte zowel de jaarlijkse monitoring en analyse van de permanente kwadraten (pq's) als een integrale structuurkartering op basis van luchtfoto's en beperkte controle in het veld.

5.1. Monitoring permanente kwadraten

5.1.1. Werkwijze monitoring en analyse pq's

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 soorten-samenstelling 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 2021 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 de totale soortensamenstelling middels het computerprogramma ITERATIO (Holtland & Hennekens 2020). Deze methode is alleen gebruikt voor een indicatie van verandering in enkele abiotische standplaatsfactoren.
2. Een analyse op basis van enkele vaste groepen plantensoorten. Dit is de wijze waarop ook de afgelopen jaren de pq's zijn geanalyseerd. Deze analyse is gebruikt voor indicatie van structuurveranderingen.

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 (vaste) 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 1622 opnamen met in totaal 363 soorten.

Hiervan waren 1334 vegetatieopnamen afkomstig uit de set pq's binnen deze monitoring.

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.

In de rapporten van afgelopen jaren zijn groepen plantensoorten ook gebruikt als indicator voor abiotische indices c.q. vernatting, verzuring, verzilting en eutrofiering en hun tegenhangers: verdroging, toename basenrijkdom, ontzilting en verschraling. Omdat deze indicaties voor abiotiek ook worden afgeleid uit de analyse via ITERATIO is besloten om alleen die laatste analyse nog in de rapportage op te nemen.

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. 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.

De indicaties op basis van soortgroepen verschillen zoals verwacht nauwelijks van die van afgelopen jaar. Aan de lange tijdreeks van 14 dan wel 7 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, maar in een deel wel. Waar wel een trend is vastgesteld, betreft het bijna altijd een afname. Vooral de, deels sterke, afname van riet op de Zoutkamperplaat, Blikplaat en het zuidelijke deel van de Sennerplaat/Pompsterplaat valt hierbij op: alle drie terreinen met jaarrond begrazing.
- verruiging alleen iets toeneemt in pq's op De Rug. Dat komt vooral door een lichte toename van de bedekking van Heelblaadjes. In pq's op de zuidelijke platen neemt de verruiging met Koninginnekruid en Duinriet juist af als gevolg van begrazing, deels net zoals de afname van rietbedekking hier. Opvallend is dat ook in de noordelijke dicht bij de oever gelegen pq op de Sennerplaat het totaal aan ruigtkruiden is afgenomen. 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 is er een aantal 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

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 RU2 is in 2021 niet meer teruggevonden (als gevolg van sterke verstruiking) en daarom niet in de tabel opgenomen.

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

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

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

en het structuurtype na 2015 is veranderd van open grasland in struweel. Deels betreft het hier herstel van de duindoornbedekking nadat deze in 2013 door een rupsenplaag was afgenomen; Ook bij RU7 betreft het een toename van Duindoorn,

maar bij RU8 en RU9 neemt Kruidwilg toe. Ook bij BW2 en ZB1 is sprake van toename van de struiklaag, die hier uit Kruidwilg bestaat. Een afname in de struikbedekking (c.q. Kruidwilg) doet zich voor bij SH2 (Schildhoek) en ZL9 (Zuidelijke

lob). De structuurveranderingen zijn geen gevolg van een veranderde veebezetting maar waarschijnlijk van natuurlijke successie en aanpassingen hierop in het terreingebruik door de grazers.

In een meerjarige studie naar de veranderingen van het oeverriet rond het Lauwersmeer (Coops & Bijkerk 2021) blijkt dat in het zuidelijk deel de bedekking aan natte ruigtkruiden op de hogere oeverdelen toe is genomen ten koste van de rietbedekking. Dit wordt onder andere aan de drogere zomers van 2018 t/m 2020 geweten. Soms blijkt hierbij dat in uitgerasterde delen de ruigtkruiden sterker toenemen dan in niet uitgerasterde delen. De pq's van het bodemdalingsonderzoek laten een dergelijke ontwikkeling niet zien: afname van rietbedekking gaat hier niet gepaard met een toename van de ruigtkruiden. In tegendeel, op de Zoutkamperplaat, de Blikplaat en de Sennerplaat neemt de bedekking aan natte ruigtkruiden af, soms tegelijk met de afname van riet.

5.1.3. Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling

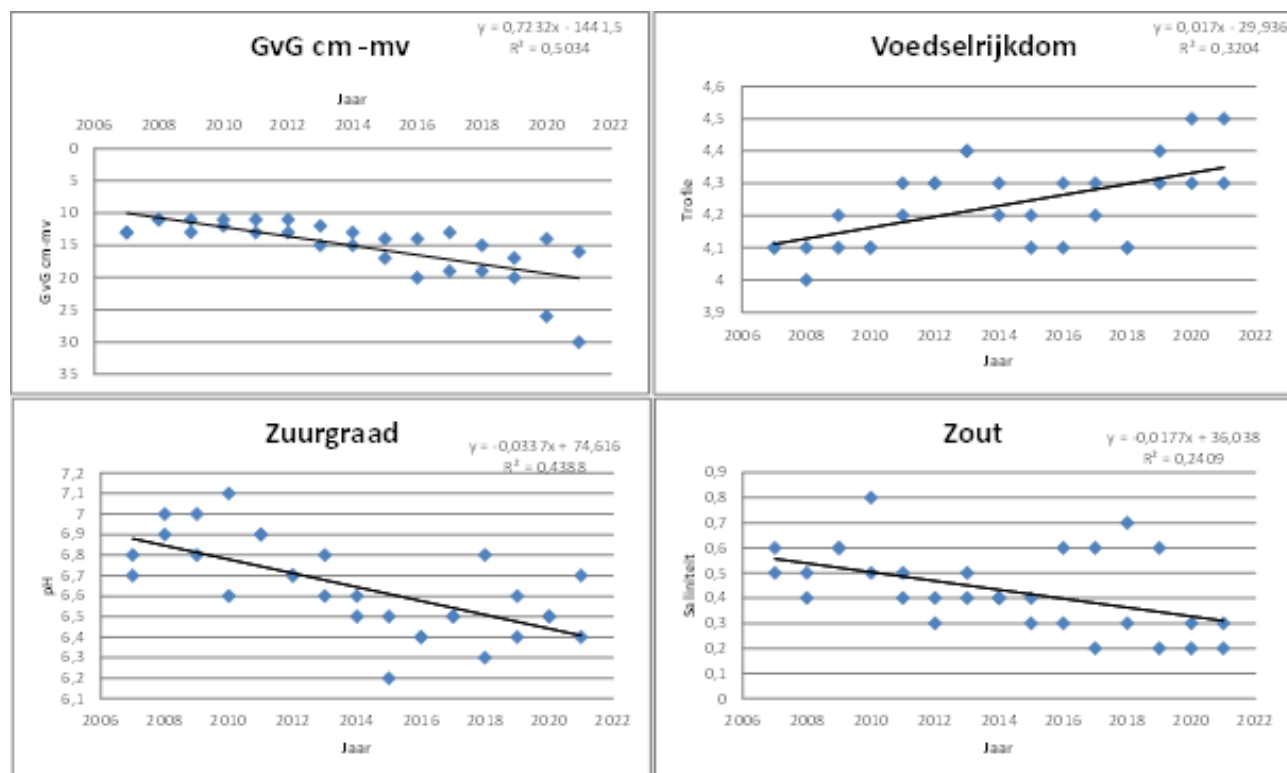
De conclusies van deze analyse verschillen - zeker voor de pq-reeksen die in 2007 zijn gestart- weinig van die van afgelopen jaar, net als bij de analyse die

gebaseerd is op soortgroepen (par. 5.1). 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).

Uit figuur 5.1 blijkt dat er sprake is van een (indicatie van een) trendmatige daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (met 0,72 cm/jr) en van daling van de zuurgraad (met 0,04 pH-waarde/jr) op pq-locatie BW2. Indicatie voor voedselrijkdom neemt weliswaar trendmatig toe, maar de verandering is zeer gering (minder dan 0,02 punt per jaar op een schaal van 0 t/m 9). De veranderingen in zoutgehalte vertoont 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 Gewone rolklaver en Biggenkruid.
- de toename van Gewoon haakmos als 'zure' soort en de afname van 'basenrijkere' soorten als Zilte



Figuur 5.1 Veranderingen in indicatiewaarden voor gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, 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.

rus, Zilte zegge, Aardbeiklaver, Dwergzegge en Strandduizendguldenkruid.

- De afname van de relatief wat schralere soorten als Gewoon haakmos, Dwergzegge, Stijve ogentroost en Kleine leeuwentand.

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, op deskundigenoordeel gebaseerde, 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.

NB: in tabel 5.2 is verlaging van de GvG weergegeven in blauw aangezien het absoluut gezien een afname betreft (uitgedrukt in cm tov maaiveld), overeenkomstig het kleurenschema van tabel 5.1.

Uit de tabel blijkt dat:

- evenals afgelopen jaren de verandering in soortensamenstelling voornamelijk een verdroging (toename van de GvG beneden maaiveld) indicteert. Van de 59 pq-locaties (dat is exclusief RU2) geven 16 een indicatie voor verdroging en 2 een indicatie voor vernatting. Tot vorig jaar was die verhouding nog 20: 2. Met andere woorden het

aantal locaties met indicatie van verdroging is na vorig jaar wel afgenomen, wat een gevolg is van de minder droge omstandigheden in vergelijking tot de jaren 2018 t/m 2020 die vooral bepalend zijn voor de negatieve trends. Daarmee lijkt de verdroging ook eerder een gevolg van verder uit-zakkende zomergrondwaterstanden in die jaren dan van lagere voorjaars-grondwaterstanden. De locaties met indicatie voor vernatting zijn wel verschoven. Tot 2021 betrof dat nog ZP2 en BP2. Met 2021 meegerekend zijn dat SP1 en SP5. SP1 ligt het meest zuidelijk van alle pq-locaties op de Pompsterplaat. SP5 ligt in de onbegraasde Sennerplaat. De vernatting wordt afgeleid uit de toename van de iets nattere kruiden als Watermunt en afname van de relatief iets 'drogere' soorten Grote engelwortel en Gewone brandnetel en mossen als Gewoon dikkopmos en Gewoon klauwtjesmos.

- vanuit de vegetatie zien we meestal een indicatie voor afname van de pH, oftewel verzuring. Van de 59 pq's laten 18 een afname van de pH zien en 6 een toename. Tot vorig jaar was die verhouding 22 : 5. Die lichte toename van de pH doet zich voor op enkele locaties op De Rug, Zuidelijke lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek en Sennerplaat. Indicatie voor verzuring (afname pH) blijkt vooral op de pq-locaties van De Lasten, De Bantswal en de Sennerplaat. De verzuring is een natuurlijk proces in de kalkhoudende bodems als gevolg van stapeling van organische stof en voortschrijdende ontkalking van de bodem. De pH indicaties liggen desondanks grotendeels nog steeds in het neutrale tot zelfs zwak basische bereik.
- de vegetatieveranderingen doorgaans duiden op een afname van het zoutgehalte. Dit blijkt het duidelijkst op de Bantswal. In de zoute pioniervegetaties dringen soorten binnen die op een geringer zoutgehalte duiden. Slechts enkele soortenarme zoute pioniervegetaties die vrijwel enkel uit Kortarige zeekraal bestaan blijven onveranderd. Indicaties voor verzilting doen zich vooral voor bij ZL1 en SH1 waar de vegetatie bestaat licht brakke resp. zoete overstromingsgraslanden. In deze twee pq's nemen brakke soorten als Zilte rus en Slanke waterbies toe en het zoutmijdende Puntmos af. Maar bedacht moet worden dat hier in 2021 het zoutgetal met resp 1,4 en 1,7 nog steeds laag is.
- indicaties voor verandering in trofiegraad (voedselrijkdom) doorgaans duiden op een lichte toename van de voedselrijkdom. In de gemaaide terreindelen (Juffrouw Alie, De Lasten) is er geen indicatie voor verandering in voedselrijkdom. Indicatie voor afname in voedselrijkdom zien we in enkele pq-locaties op Zoutkamperplaat en zuidelijk deel Sennerplaat (eigenlijk de

Pompsterplaat, met jaarrondbegrazing) en op de Schildhoek (seizoensbegrazing). Maar in die drie deelgebieden liggen ook pq-locaties waar de vege-

tatie juist een toename aan voedselrijkdom weer- spiegelt zodat een eenduidige relatie met beheer niet voor de hand ligt.

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. 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 2021 in de tabel opgenomen. De kleuren geven een indicatie van de mate van verandering. * Van pq RU2 ontbreken data uit 2021, de mate van verandering is gebaseerd op de periode 2007 t/m 2020. Legenda zie tabel 5.1

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2021				bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
BW2	2007	0,72	-0,03		0,02	23,0	6,6	0,3	4,4	2,1	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007			-0,22	0,01	5,5	8,0	6,4	3,8	2,4	
BW5	2007					9,0	7,5	2,0	4,1	2,3	
BW20(BW6)	2007			-0,12		6,0	7,8	3,2	4,1	2,3	
BW10	2007					5,5	8,0	7,6	3,3	3	
BW11	2009					9,0	7,2	0,4	4,2	2,3	
BW12	2009	0,8	-0,03			19,5	6,8	0,8	4,3	2	
BW13	2009			-0,24		5,0	7,9	5,4	3,9	2,3	
BW14(BW3)	2007		-0,02			5,5	7,8	3,6	4,1	2,1	
BW15(BW8)	2007					7,5	7,9	3,1	4,1	3,1	
BW16(BW9)	2007					5,0	8,0	8,3	3,8	3,1	
BW17(BW1)	2007	0,68		-0,05	0,02	22,5	6,7	0,5	4,5	2,1	
BW18	2010	0,66		-0,04		19,0	6,8	0,5	4,3	1,9	
BW19(BW7)	2007			-0,03		22,0	6,9	0,3	4,9	3,1	
LA1	2007	0,28				14,0	6,8	0,4	4,2	1,7	zomer- maaien
LA2	2007	0,78	-0,02			19,0	7,0	0,5	4,4	1,7	
LA3	2007	0,58	-0,03			12,0	7,1	1,0	4,4	1,7	
LA4	2007					15,0	6,9	0,5	4,4	1,7	
LA5	2010		-0,04			15,0	6,6	0,6	4,2	1,7	
LA6	2010		-0,03			15,5	6,4	0,4	4,3	1,7	
JA1	2007					13,0	7,0	0,2	3,8	1,6	zomer- maaien
JA2	2007	0,26				16,5	6,8	0,3	3,8	1,6	
JA3	2007	0,81	-0,04	0,01		28,0	6,2	0,4	3,7	1,6	
RU1	2007		0,03			13,5	6,9	0,3	4,5	1,6	begrazing jaarrond + seizoen
RU2*	2007	0,38		-0,02	0,04	-	-	-	-	1,6	
RU3	2007				0,02	8,0	7,2	0,3	3,9	1,7	
RU4	2007					6,5	7,3	0,3	3,6	1,7	
RU5	2007			0,03		8,0	7,2	0,7	4,2	1,7	
RU6	2007	0,44		0,07		13,0	7,2	1,1	4,4	1,8	
RU7	2009	0,25			0,04	12,0	7,3	0,2	4,0	1,7	
RU8	2009					7,5	7,1	0,2	4,3	1,7	
RU9	2010					9,0	6,8	0,7	4,4	1,6	
RU10	2010		0,02			8,5	7,2	0,7	4,3	1,6	

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2021				bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
ZL1	2007		0,01	0,11		6,5	7,2	1,4	4,3	1,8	begrazing jaarrond + seizoen
ZL2	2007		-0,01	-0,18		6,0	7,8	2,3	4,2	1,8	
ZL4	2007		-0,01	-0,27	0,03	6,0	7,9	4,7	4,0	2	
ZL6(ZL3)	2007					5,5	7,4	2,0	4,2	1,9	
ZL7(ZL5)	2007	0,31				11,0	6,9	0,5	4,6	2,3	
ZL8	2010					9,0	6,8	0,4	4,5	2,2	
ZL9	2010	0,34			0,01	13,0	6,9	0,4	4,5	2,1	
ZB1	2014		-0,02	-0,01		7,0	6,8	0,2	4,3	1,9	begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014	0,39	0,01			9,0	7,1	0,2	3,9	1,9	
ZB3	2014		-0,03	-0,03		6,0	6,8	0,0	4,1	1,9	
SH1	2014		0,06	0,15	-0,03	6,0	7,5	1,7	4,3	2,5	seizoens begrazing
SH2	2014			-0,01	0,02	8,0	6,7	0,1	4,5	2,4	
SH3	2014	0,23	-0,02			8,0	6,9	0,2	4,5	2,3	
ZP1	2014			-0,13		6,0	7,7	1,7	4,3	2,7	jaarrond begrazing
ZP2	2014				-0,05	11,0	6,9	0,2	4,1	2,6	
ZP3	2014					9,0	6,7	0,1	4,6	2,6	
ZP4	2014			-0,13	0,03	4,0	7,4	1,7	4,4	2,4	
ZP5	2014				-0,02	18,0	6,8	0,4	4,7	3,1	
BP1	2014				0,02	6,0	7,1	0,3	4,8	2	jaarrond begrazing
BP2	2014				0,02	6,0	7,6	2,1	4,4	1,9	
BP3	2014		-0,06		0,03	3,0	7,3	1,5	4,8	1,9	
SP1	2014	-0,35	-0,02	0,01	-0,01	11,0	6,8	0,5	5,0	2,4	jaarrond begrazing
SP2	2014	0,29	0,02	-0,02		7,0	6,8	0,3	4,8	2,2	
SP3	2014		-0,03			3,0	7,2	0,5	5,0	2,1	
SP4	2014		-0,02	-0,01		6,0	7,1	0,2	4,7	2	niets doen
SP5	2014	-0,33				8,0	6,7	0,1	4,4	2,5	
SP6	2014		-0,03		0,05	10,0	7,0	0,3	5,0	2,9	

5.2. Integrale structuurkartering

In de rapportage over het monitoringsjaar 2018 (Kleefstra *et al.* 2019) zijn veranderingen in de vegetatiestructuur sinds 2005 toegelicht. Deels is dit gedaan op basis van informatie uit de pq's, deels op basis van de structuurkartering van transecten maar vooral op basis van integrale structuurkarteringen. Daarbij waren de structuurdata van 2005 en 2015 afgeleid van een uitgevoerde vegetatiekartering. Voor 2018 is gebruik gemaakt van een stereoscopische luchtfoto-interpretatie van foto's uit 2017 waarbij een controle is uitgevoerd gebaseerd op veldkennis, de vegetatiekartering van 2015 en de in 2018 uitgevoerde transectkarteringen.

In 2021 is wederom een integrale structuurkartering uitgevoerd op basis van een stereoscopische luchtfoto-interpretatie met naderhand een veldcontrole, uitgevoerd tijdens de opnamen van de pq's.

5.2.1. Werkwijze structuurkartering 2021

De basis voor de luchtfoto-interpretatie vormden zomerbeelden genomen vanuit het landelijk project Beeldmateriaal (www.beeldmateriaal.nl). De afzonderlijke beelden hebben een horizontale overlap van 60% zodat ze middels een digitaal fotogrammetrisch systeem (DFS) stereoscopisch te interpreteren zijn. Hoewel de beelden zijn opgenomen als 'zomerbeeld' dateert de fotovlucht van 19 april 2020. De foto's hebben een resolutie van 25*25 cm.

Als DFS is gebruik gemaakt van de Image Analyst Extension van ArcGIS-pro. De structuurkartering van 2018 is gebruikt als basis en bijgewerkt waar relevant.

Vanwege de vergelijkbaarheid zijn vrijwel dezelfde interpretatie-eenheden gebruikt als bij de vorige structuurkarteringen (zie Kleefstra *et al.* 2019). Op één punt is hier echter van afgeweken en dat betreft de eenheden ‘open struweel’ en ‘open bos’. Het kenmerk van die eenheden is dat de kroonbedekking door houtigen ligt tussen 25 en 50%. Maar dat leverde verwarring op aangezien dat niet als struweel of bos wordt ervaren. Daarom is er voor gekozen om de eenheden struweel (met drie hoogteklassen: 0,2 – 1 m, 1-3 m, 3-10 m) en bos (hoogte > 10 m) te onderscheiden op basis van > 50% kroonbedekking door houtigen. De bedekking van houtigen is daarnaast per kaartvlak afzonderlijk bijgehouden in de bedekkingsklassen: <1%, 1-5%, 6-25%, 26-50% en > 50%. Dit heeft tevens als voordeel dat het onderscheid tussen een bedekking van houtige opslag in rietland en in grasland kan worden gemaakt.

Het resultaat van de luchtfoto-interpretatie is op een veldcomputer geplaatst zodat dit steekproefsgewijs kon worden gecontroleerd bij het maken van de vegetatieopnamen. Uit deze controle bleek dat het verschil tussen open en dicht rietland (resp. 25-50% rietbedekking en > 50% rietbedekking) op basis van de luchtfoto's slecht was te maken. In iets mindere mate gold dat ook voor structuurarm versus structuurrijk rietland, wat in feite neerkomt op vrijwel rietfacies tegenover rietland met ruigtkruiden. De reden dat dergelijke onderscheid lastig te maken was ligt in het vroege tijdstip van de fotovlucht (19 april) waarbij van rietontwikkeling nog nauwelijks sprake is. Op grond hiervan is voor deze problematische gevallen een herinterpretatie van de luchtfoto's uitgevoerd. Daarbij is ook gebruik gemaakt van orthofoto's (niet stereoscopisch) uit de winter 2021 (c.q. maart, met hoge resolutie) en van zomer 2019.

5.2.2. Resultaat structuurkartering 2021 en vergelijking met vorige karteringen

Figuur 5.2 geeft de vegetatiestructuurkaart weer evenals de bedekking van struiken en bomen. In tabel 5.3 zijn de oppervlakten per eenheid weergegeven.

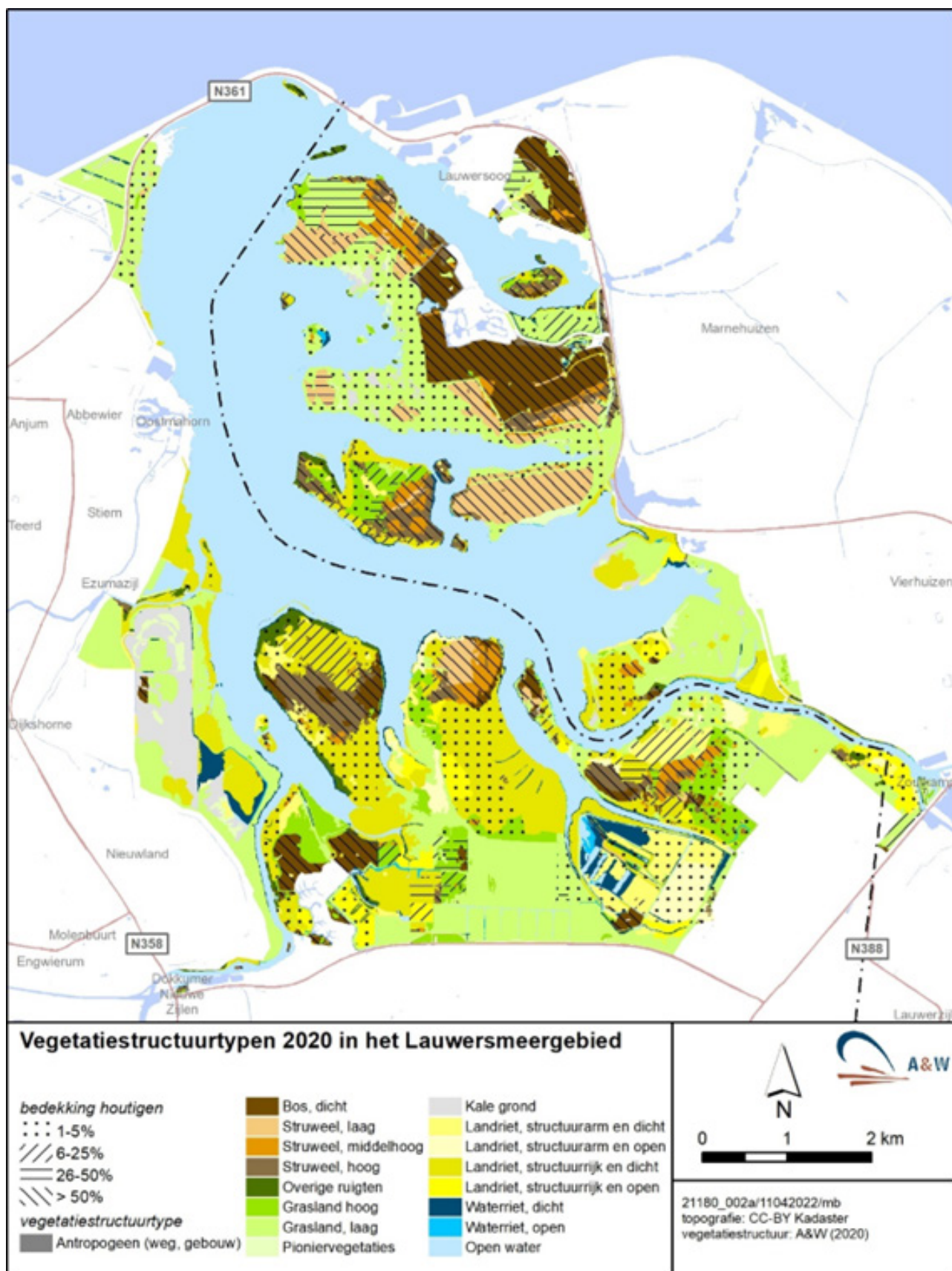
De structuurkaarten van 2005, 2015 en 2018 zijn opgenomen in Kleefstra *et al.* (2019, bijlage 1).

Tabel 5.3. Oppervlakteverdeling van de structuurtypen in 2021 (vnl gebaseerd op luchtfoto's uit 2020) voor het gekarteerde Lauwersmeergebied.

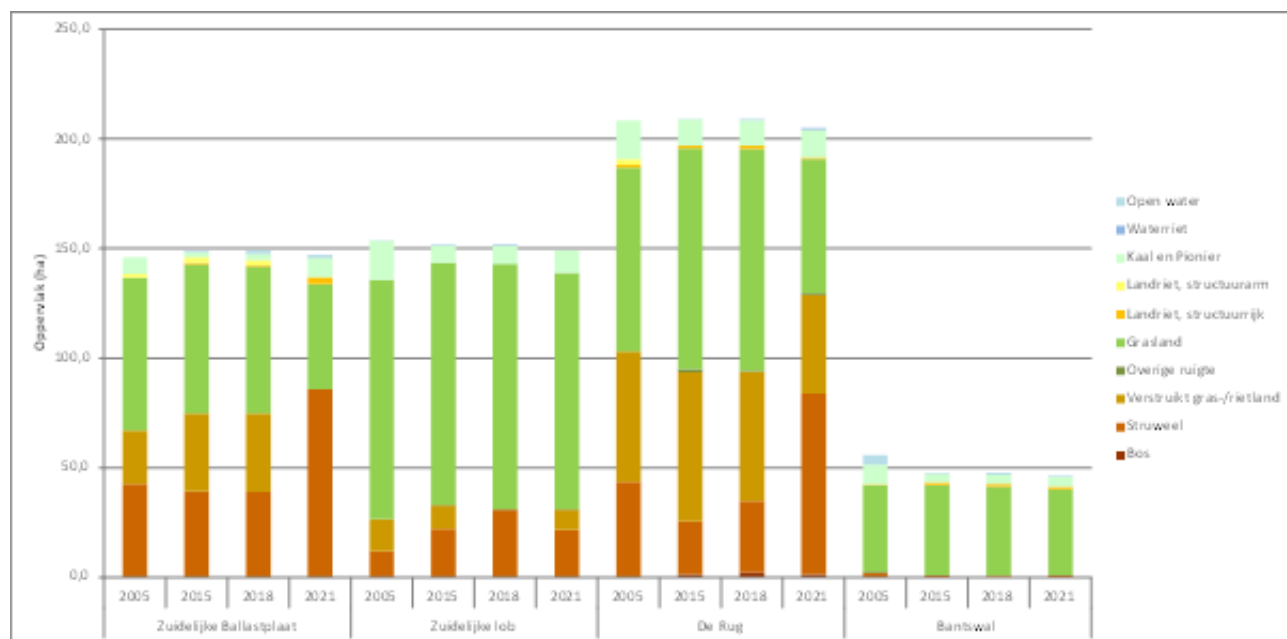
Eenheid	Oppervlak (ha)
Open water	2397,20
Kaal	86,07
Pioniervegetaties	94,01
Waterriet, dicht	96,68
Waterriet, open	13,41
Rietland, dicht en structuurarm	160,07
Rietland, open en structuurarm	71,09
Rietland, dicht en structuurrijk	670,20
Rietland, open en structuurrijk	102,80
Grasland, hoog	203,49
Grasland, laag	1155,14
Overige ruigte	50,24
Struweel, laag	192,18
Struweel, hoog	193,23
Struweel, middelhoog	115,53
Bos	293,37
Antropogeen	3,73
Eindtotaal	5898,45

Voor de vergelijking met eerdere structuurkarteringen zijn deze 17 eenheden samengevoegd tot 10 structuurgroepen. Onderscheid op basis van rietbedekking, hoog en laag grasland en struweelhoogte is daarbij niet meer gemaakt. Wel is er een extra eenheid aan toegevoegd, namelijk ‘Verstruikt gras- en rietland’. Dat komt overeen met de bij de vorige rapportages gebruikte eenheden ‘Open (laag/middelhoog/hoog) struweel’ en ‘Open bos’. Voor 2020 is deze samengesteld op basis van een bedekking van 26-50% houtigen.

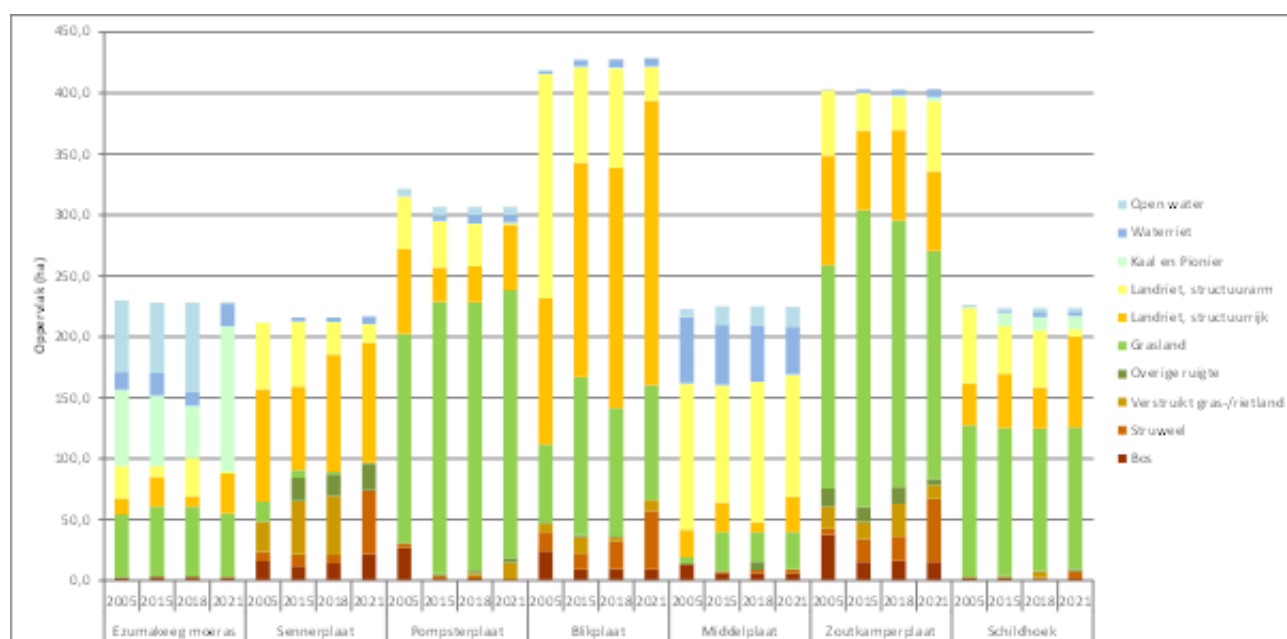
Voor die deelgebieden waarbinnen een BMP-plot ligt, zijn de oppervlakten van de verschillende structuurtypen weergegeven in figuren 5.3 en 5.4. De begrenzing van de onderscheiden deelgebieden bij deze analyse is weergegeven in bijlage 4. Globaal blijken de verschuivingen in oppervlak van de verschillende structuurtypen gering. Er is, over het gehele onderzochte gebied, sprake van een toename van struweel, structuurrijk (ruigtkruidenrijk) landriet en ruigte. Verstruikt riet- en grasland nam eerst toe in areaal en is later afgenomen door het dichtgroeien ervan tot struweel. Structuurarm landriet en grasland zijn achteruitgegaan in oppervlak. Voor sommige deelgebieden verschilt het totaal oppervlak tussen de jaren als gevolg van kleine verschillen in karteergrens.



Figuur 5.2. Vegetatiestructuurkaart Lauwersmeergebied op basis van luchtfoto's 2020 en veldcontrole 2021.



Figuur 5.3. Bedekking van structuurtypen in noordelijke deelgebieden met BMP-plots in 2005, 2015, 2018 en 2021. Uitgangspunt is hier de oppervlakte van het totale deelgebied, deze kan groter zijn dan het oppervlak van het BMP-plot binnen het gebied. Kleine verschillen in het totale oppervlak tussen de jaren binnen één deelgebied worden veroorzaakt door verschillen in de karteergrenzen.



Figuur 5.4 Bedekking van structuurtypen in zuidelijke deelgebieden met BMP-plots in 2005, 2015, 2018 en 2021. Uitgangspunt is hier de oppervlakte van het totale deelgebied, deze kan groter zijn dan het oppervlak van het BMP-plot binnen het gebied. Kleine verschillen in het totale oppervlak tussen de jaren binnen één deelgebied worden veroorzaakt door verschillen in de karteergrenzen.

Rietland en Waterriet komt in de noordelijke deelgebieden nauwelijks voor. Op De Rug is het inmiddels ook bijna verdwenen. Wat opvalt in deze noordelijke deelgebieden is de toename van het struweel. Deels komt dit door het dichtgroeien van verstruikt grasland tot struweel. Daarnaast is op de Zuidelijke

Ballastplaat en op De Rug ook het gecombineerde oppervlak van beide structuurgroepen toegenomen ten koste van grasland. Op de Zuidelijke lob is het areaal kale grond en pioniervegetaties afgenomen. Waarschijnlijk betreft het hoge areaal struweel hier in 2018 een artefact als gevolg van een interpretatie-



Foto 7. Onbegraasd grasland op de noordelijke helft van eiland Schoenerbult. Foto: Romke Kleefstra, 31 maart 2021.

verschil. Door afslag en een klein verschil in de kaartegrens is het totaal oppervlak van de Bantswal in 2005 hoger dan in de jaren erna.

Op de zuidelijke platen valt in verschillende deelgebieden vooral de toename op van structuurrijk (ruigtekruidenrijk) rietland op ten koste van de structuurarme variant. Mogelijk is dit een gevolg van de droge zomers van 2018 t/m 2020. Maar het kan ook een gevolg zijn van de slecht te interpreteren luchtfoto's waarop het onderscheid zelden duidelijk was. Waterriet is vrijwel beperkt tot de Middelpaat en het moerasontwikkelingsgebied van de Ezumakeeg. Ook in de zuidelijke deelgebieden is sprake van een toename van de verstruiking. Opvallend is dat het totaal areaal rietland op de Zoutkamperplaat weer wat lijkt toe te nemen ten koste van grasland. Voor een deel is dit mogelijk te verklaren door de toename van riet in de grote exclusies waarin het vee niet kan grazen. In de Ezumakeeg valt de sterke toename op van kale grond en pioniervegetatie ten koste van open water. Maar dat komt door het lage peil ten tijde van de fotovlucht waardoor dit niet als open water is gekarteerd.

Als maaiveldddaling zou leiden tot vernatting dan kan dit invloed hebben op de vegetatiestructuur. Enerzijds door de nattere omstandigheden waardoor vochtig rietland zich uitbreidt, anderzijds omdat nattere omstandigheden in winter en voorjaar ook effect hebben op het graasgedrag van het vee dat op de jaarrond beweide platen de hogere delen sterker gaat begrazen. Een dergelijk effect blijkt niet uit de structuurveranderingen, wat aansluit op de conclusies uit de vorige hoofdstukken aangezien er geen sprake is van vernatting.

5.3. Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling

De verwachting is dat gaswinning via diepe bodemdaling leidt tot daling van het maaiveld en daarmee - bij gelijkblijvend peilbeheer en vergelijkbare weersituatie - tot nattere omstandigheden voor de vegetatie (zie hoofdstukken 3 en 4). Uit de pq-analyse en de hiervan afgeleide indicatie voor de voorjaarsgrondwaterstand blijkt geen trend die wijst op vernatting. In tegendeel, de vegetatieontwikkelingen in de pq's wijzen regelmatig op een lichte mate van verdroging. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat de zomers van 2018 t/m 2020 droger waren dan in het begin van de meetperiode en ook droger dan 2021. Dit zorgde ervoor dat de grondwaterstanden dieper en ook over een langere periode uitzakten. Deze droge zomers vertalen zich in vegetatieontwikkelingen die duiden op drogere omstandigheden.

De hoger opgezette oppervlaktewaterstanden van het meer in die jaren is onvoldoende om de verdroging ter plekke van de pq's te compenseren. Anderzijds leidde de droogte ook tot enige krimp van de zavelige bodems. Op dit moment is nog onduidelijk of die krimp geheel reversibel is. Zo niet dan kan dit op termijn bijdragen aan de vernatting door maaiveldddaling, die tot nu toe nog niet is vastgesteld. In ieder geval blijken tot nu de weersinvloeden een dusdanige rol te spelen dat het vernattende effect van diepe bodemdaling wordt tenietgedaan. Daarmee is er 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, mogelijk via de waargenomen krimp.

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. Waarschijnlijk hebben lagere zomergrondwaterstanden als gevolg van de droge en warme zomers ook een effect op rietgroei. In de droge jaren was de rietlengte op sommige platen de laatste jaren kleiner dan voorheen en in 2021 juist weer groter (zie hoofdstuk 8).

6. Broedvogels in het monitoringjaar 2021

Romke Kleefstra, Peter de Boer & Willem van Manen

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 ge-

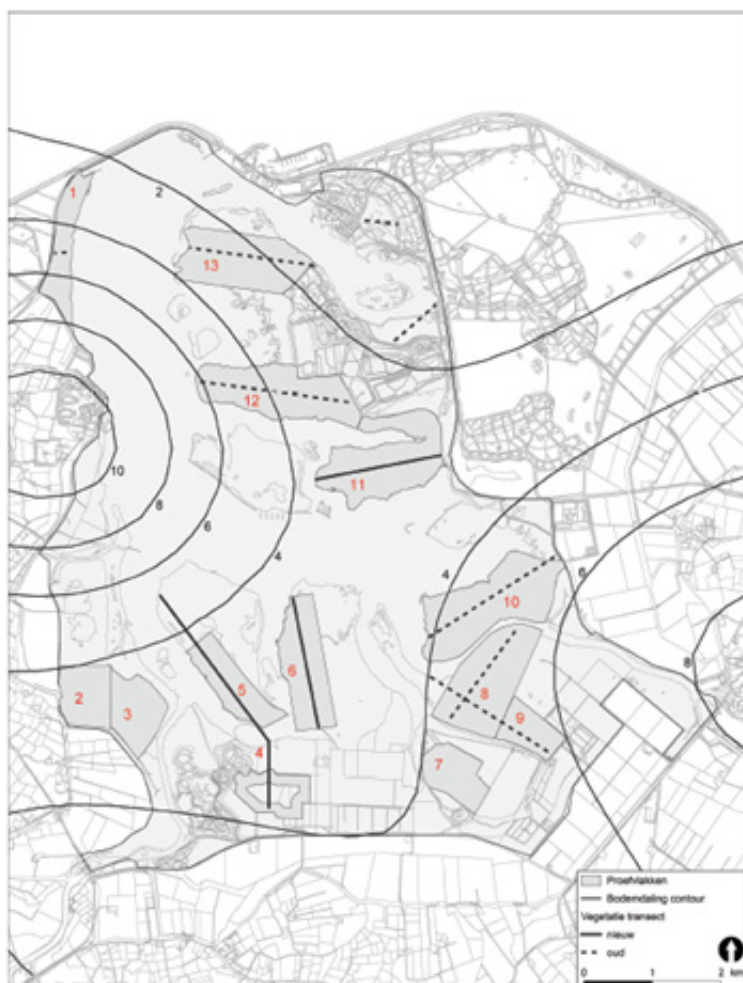
val, maar aanvullend is het toegespitst op integratie met de vegetatiemonitoring in het gebied.

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt gewerkt met een set van 13 proefvlakken waarin broedvogel- en vegetatiemonitoring op elkaar afgestemd zijn (figuur 6.1, tabel 6.1). In deze BMP-proefvlakken 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 is de lopende monitoring in deze drie proefvlakken behouden. De gezamenlijke oppervlakte van de 13 proefvlakken bedraagt 1293,9 ha, ofwel 29,4% van het Lauwersmeergebied wordt op alle soorten broedvogels gekarteerd.

Buiten de proefvlakken worden alle meetsoorten integraal gekarteerd. Het gaat daarbij om Rode

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-klauwzeer 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, 2014-2021
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2021
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2021
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2021
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2021
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2021
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2021
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2021
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2021
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2021
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2021
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2021
13. De Rug	135,3	2014-2021
totaal	1293,9	



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

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).

6.2. Resultaten broedvogelmonitoring 2021

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. Roerdomp en Rietzanger nemen weer iets toe, waardoor het vastgestelde aantal Roerdompen en berekende aantal Rietzanger in 2021 boven het instandhoudingsdoel uitkomen. Voor de Natura 2000-soorten beschrijven Kleefstra *et al.* (2019 en 2020) wat ten grondslag ligt aan het wel of niet behalen van de instandhoudingsdoelen.

Hieronder vergelijken we de gebiedstrends van het Lauwersmeer met de landelijke trends in de periode

1999-2020 voor die Natura 2000-soorten die nog in het Lauwersmeer tot broeden komen. Landelijke trends zijn beschikbaar tot en met 2020, die van het Lauwersmeer tot en met 2021. 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.

Roerdomp, 12 territoria

Terwijl Roerdompen zowel op de langere (1999-2019) als kortere termijn (2008-1999) landelijk toenemen, is de lange-termijntrend in het Lauwersmeer stabiel en op de korte termijn onzeker (figuur 6.2). Dat beeld is iets positiever dan in Kleefstra *et al.* (2020), wat te maken heeft met een toename in het aantal territoria van Roerdompen in het Lauwersmeer in de afgelopen vier jaar. Die toename past in het landelijke beeld, maar is nog vrij pover 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

Tabel 6.2. Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor drie tijdsperioden de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld, alsook de aantallen territoria in 2021 verdeeld over de Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Staatsbosbeheer) en aanvullend de Bantpolder (Natuurmonumenten).

	Doel	2002-2007	2008-2014	2015-2021	L'meer 2021	Bant 2021
Roerdomp	10	10	6	8	12	0
Bruine Kiekendief	20	20	18	15	15	0
Grauwe Kiekendief	4	3	0	0	0	0
Porseleinhoen	15	10	5	2	0	0
Kluut	110	84	76	42	49	3
Bontbekplevier	4	3	1	2	3	1
Kemphaan	20	4	2	0	0	0
Noordse Stern	5	2	4,5	1	0	0
Velduil	1	0	0	0	0	0
Rietzanger	1900	1450-1550	1610-1710	1560-2425	2075-2425	2
Snor	20	21	30	58	109	0
Blauwborst	120	141	230	222	178	1
Paapje	10	8	2	1	0	0

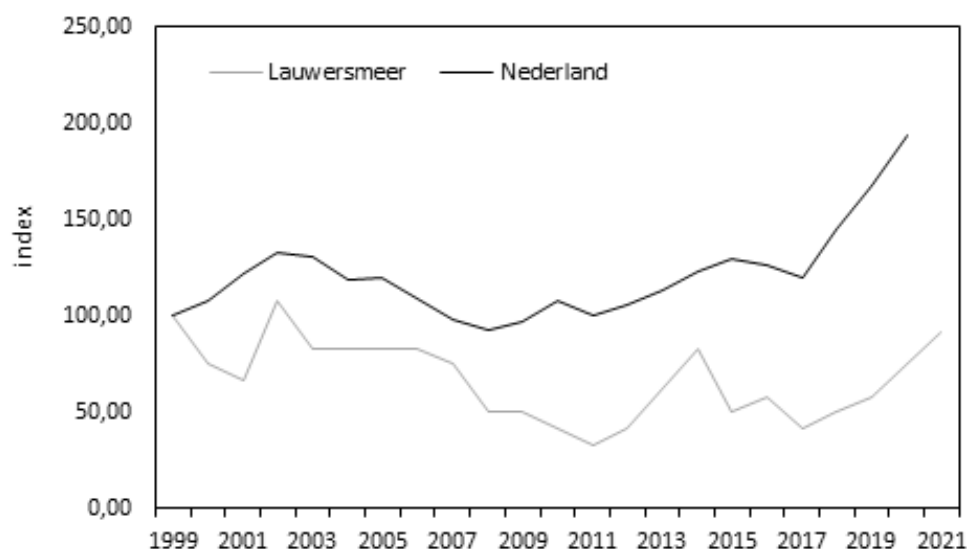
moet de soort het nog vrijwel uitsluitend hebben van natte, onbegraasde rietmoerassen met een eigen waterhuishouding die los van de boezem staat. Pompsterplaat, Kollumerwaard (Middelplaat) en Roodkeelplasje zijn jaarlijks bezet, met de herinrichting is nu ook het nieuwe rietmoeras van de Bochtjesplaat aantrekkelijk. In 2021 werd ook weer eens een territorium vastgesteld op het onbegraasde eiland Schoenerbult. De grote, veelal beweidde platen zijn ongeschikt door het ontbreken van nat, structuurrijk rietland met goed ontwikkelde rietoevers.

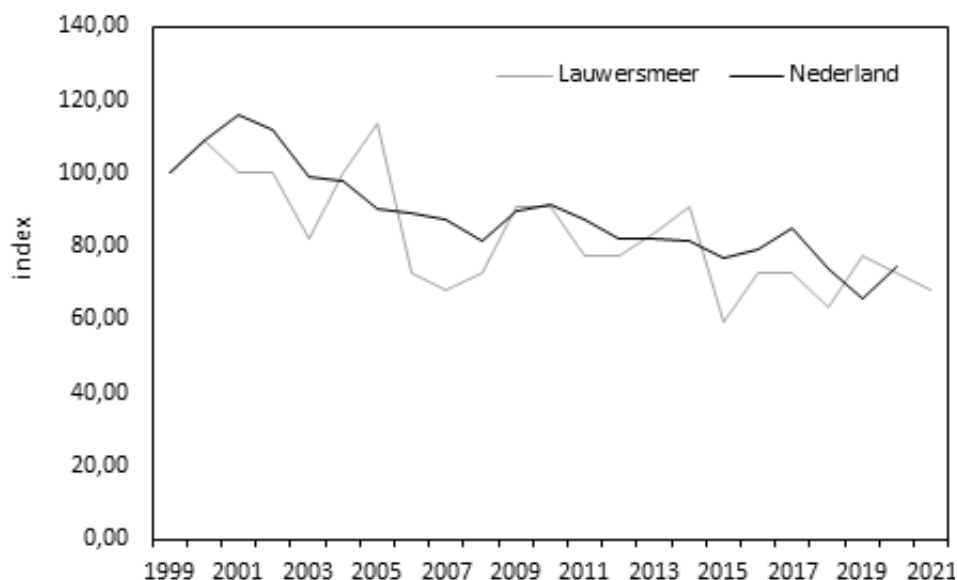
Bruine Kiekendief, 15 territoria

Bruine Kiekendieven komen vrijwel uitsluitend tot broeden in onbegraasde terreindelen in het Lauwersmeer. Ook in 2021 was dat het geval met broedgevallen op eilanden als Schoolplein, Achter de Zwarten en Schoenerbult, en onbegraasde delen van Sennerplaat, Pompsterplaat, Kollumerwaard (Middelplaat), Schildhoek en Roodkeelplasje. Ook

de heringerichte Bochtjesplaat is bezet. Op grote begraasde platen, waaronder voormalige kiekendiefbolwerken als Blikplaat 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 (tabel 6.2). Hiervoor liggen echter kansen op de grote platen, mits rietlanden daar weer dicht en aaneengesloten raken (zie ook § 8.3). Voorlopig bezet de soort nog niet de nieuwe exclusures op de Zoutkamperplaat en Schildhoek die wel dichtlopen met riet. Mogelijk zijn de oppervlaktes van deze exclusures te beperkt (kwetsbaar voor predatie) voor Bruine Kiekendieven om er in te nestelen.

Figuur 6.2. Trendindex van de Roerdomp in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.



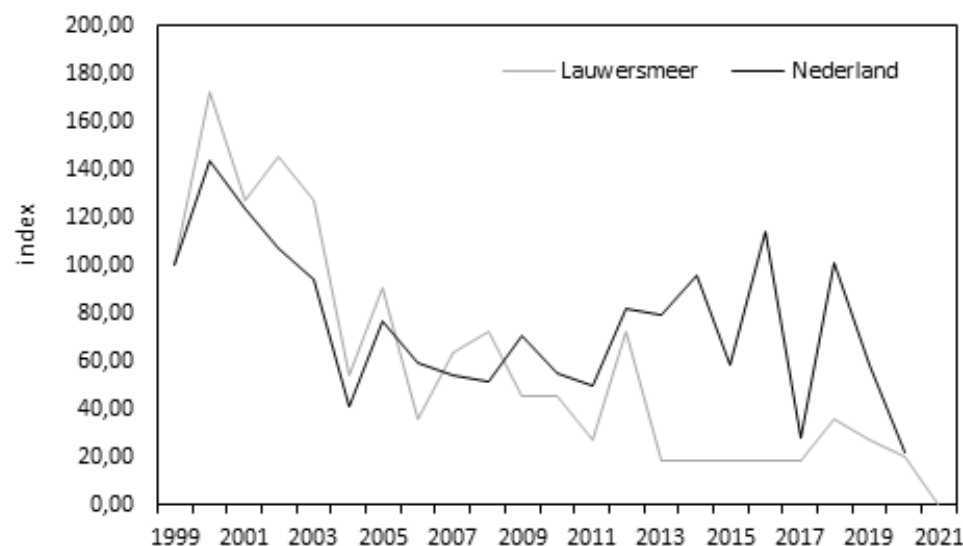


Figuur 6.3. Trendindex van de Bruine Kiekendief in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

Porseleinhoen, 0 territoria

Porseleinhoenen ontbraken in het Lauwersmeer in 2021. Gezien de nattigheid in het voorjaar van 2021

zou men anders verwachten. De lange-termijntrend in het Lauwersmeer is sterk negatief, landelijk is de afname iets minder sterk (figuur 6.4).

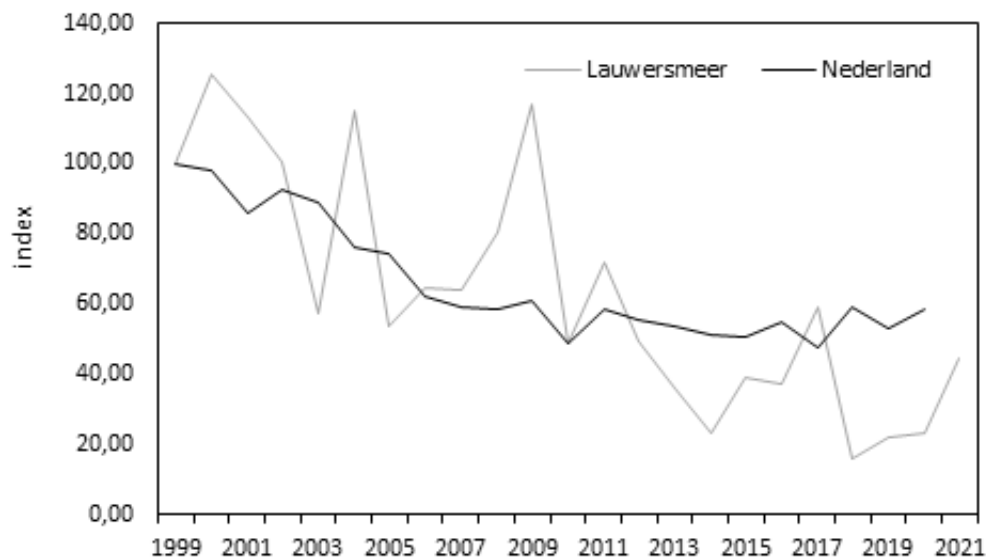


Figuur 6.4. Trendindex van het Porseleinhoen in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

Kluut, 49 territoria

Hoewel het aantal territoria van Kluten ten opzichte van 2020 bijna verdubbelde, is de trend van de Kluut in het Lauwersmeer op zowel de lange (1999-2021) als korte termijn (2009-2020) sterk negatief. Landelijk laat de soort een negatieve trend zien op zowel de lange als korte termijn (figuur 6.5). In het Lauwersmeer is alleen nog de Ezumakeeg van enig belang, waar de soort in kortgrazige pioniervegeta-

ties 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 vermoedelijk parten. Of voedselomstandigheden toereikend zijn voor Kluten in het Lauwersmeer is onduidelijk.

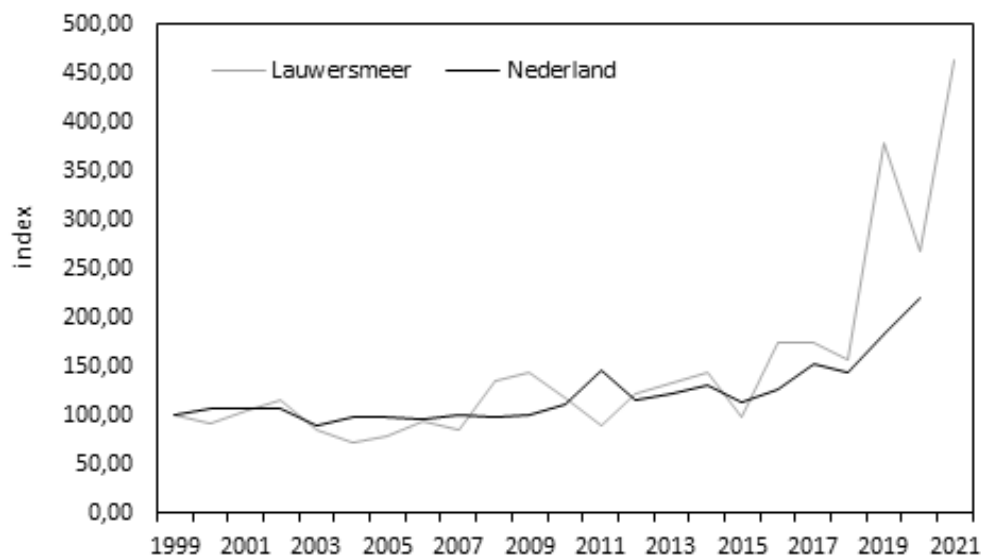


Figuur 6.5. Trendindex van de Kluut in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

Snor, 109 territoria

De Snor neemt landelijk toe, maar de toename in het Lauwersmeer is sinds 2018 sterk. Van 2018 op 2019 verdubbelde het aantal territoria. In 2020 viel dat aantal weer iets terug, maar in 2022 zet de toename door (figuur 6.6). Die toename vond deels plaats in

geschikter wordend habitat, zoals in nieuwe exclusures op Zoutkamperplaat en Schildoek, en op de heringerichte Bochtjesplaat. De toename is vooral toe te schrijven aan een toename in het onbegraasde deel van de Sennerplaat.



Figuur 6.6. Trendindex van de Snor in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

Rietzanger, 1630-2000 territoria

Terwijl de Rietzanger landelijk in de periode 1999-2020 een toename laat zien, bleef de trend van de soort in de BMP-proefvlakken in het Lauwersmeer stabiel (figuur 6.7). De extrapolatie die tot een totaalschatting komt voor het Lauwersmeer laat echter zien dat de aantallen op basis van de inventarisaties in het voorjaar van 2021 hoger dan voorgaande jaren komt te liggen.

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 2021 een aantal van 2426 Rietzangers op. De tweede methode is de aantalsverandering in de vaste proefvlakken Ezumakeeg-West, -Oost, Pompsterplaat, Zoutkamperplaat-West en Schildhoek (gezamenlijk 507,2 ha) afzetten tegen de aantalschatting op basis van Atlas-tellingen in 2000, wat een aantalsindicatie van 1630 territoria in 2020 opleverde. Die berekening leverde een totaal van 2074 territoria op. 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 2131 territoria op, waarmee de totaalschatting een range van 2075-2425 laat zien (tabel 6.2). Gelet op

deze aantalsschatting en die van de jaren ervoor (tabel 6.2) lijkt het instandhoudingsdoel van 1900 sinds jaren gehaald te worden, hoewel dat niet geldt voor de gemiddelde aantallen over de periode 2015-2021 (zie verder § 8.3).

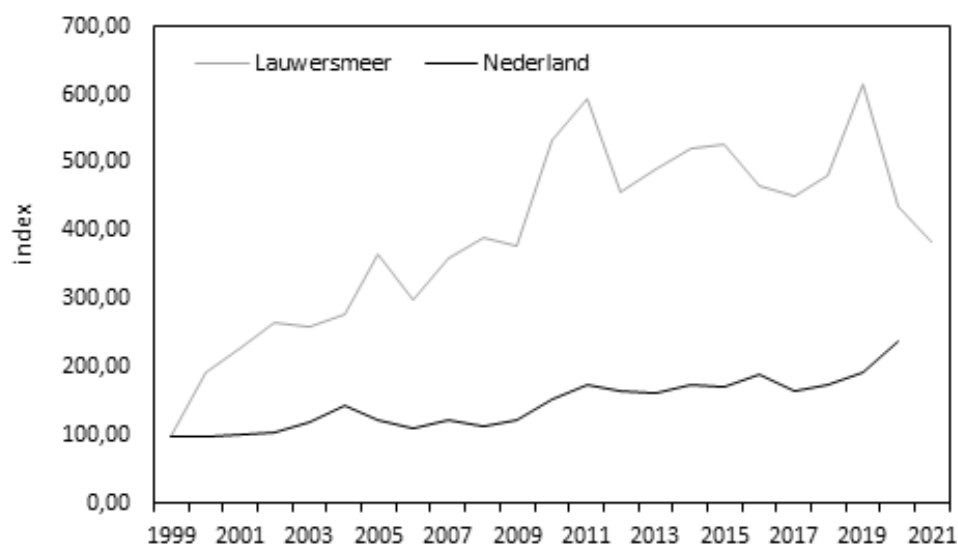


Figuur 6.7. Trendindex van de Rietzanger in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

Blauwborst, 178 territoria

De Blauwborst liet in 2022 een terugval zien. Het aantal van 178 territoria is het laagste sinds 2007. De reden hiervan is onduidelijk. Men zou kunnen veronderstellen dat de zeer natte omstandigheden een

invloed hadden, maar dat is ongewis. De trend blijft voor de periode 1999-2021 desondanks positief, wat overeenkomt met de landelijke ontwikkeling (figuur 6.8).



Figuur 6.8. Trendindex van de Blauwborst in Nederland in 1999-2020 en het Lauwersmeer in 1999-2021.

6.3. Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring

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 2021 gaan in

detail in op de afwijking van de lokale van landelijke trends voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst. In vrijwel alle gevallen hebben deze veranderingen direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings) beheer.

Door verschuivingen in de prioriteiten bij de effectmonitoring (eerdere adviezen van de Auditcommissie) en bij inventarisaties van terreinbeheerder SBB vindt geen jaarlijkse monitoring van slaapplaatsen en van niet-broedvogels meer plaats in het gebied. De Natura 2000 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 2022 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots.

7. Muizen en muizenetende roofvogels in het monitoringjaar 2021

Nico Beemster, Marijke Bekkema

7.1. Achtergrond

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 2020 - oktober 2021.

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. Maaiveldaling in het gebied leidt in principe tot uitgebreidere inundaties.

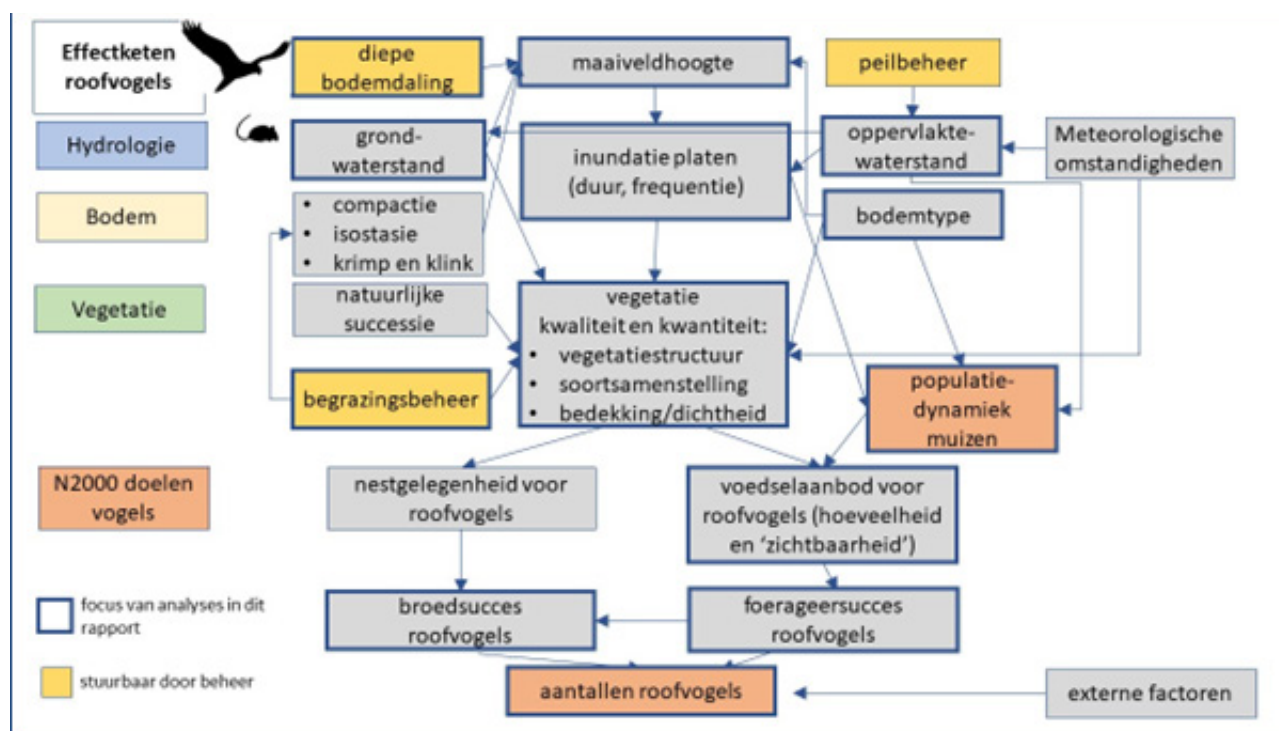
De toenemende kans op inundatie heeft mogelijk een effect op de verspreiding en talrijkheid van muizen. Denk hierbij aan een nadelig effect door verhoogde sterfte (verdrinking), maar ook positieve effecten

zijn wellicht mogelijk doordat ook 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 muisenetende roofvogels te beschrijven, en vast te stellen of maaiveld dalende o.a. onder invloed van bodemdaling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van muizen en daarmee op muisenetende roofvogels in het Lauwersmeer.

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 vegetatiebe-



Figuur 7.1. Schematische beschrijving van een detail van de effectketen broedvogels uitgewerkt voor roofvogels en hun voedsel.

heer 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 effectketen opgesteld met de belangrijkste veronderstelde variabelen die muizen- en roofvogeldichtheid in het centrale natuurgebied van Lauwersmeer bepalen, en de mogelijke rol hierin van bodemdaling (figuur 7.1). In de figuur wordt inzichtelijk gemaakt hoe de effecten van bodemdaling op de maaiveldhoogte een mogelijke doorwerking hebben op de muizenstand kunnen hebben doordat de inundatie van de platen verandert. De effectketen is later veralgemeend tot een effectketen voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren voor muizen en muizenetende roofvogels kort besproken.

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 muizen-dichtheid 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 omliggende 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 van muizen en roofvogels

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 waterpeilvariaties 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.* 2022), 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.

7.3 Methode veldmetingen muizen en roofvogels

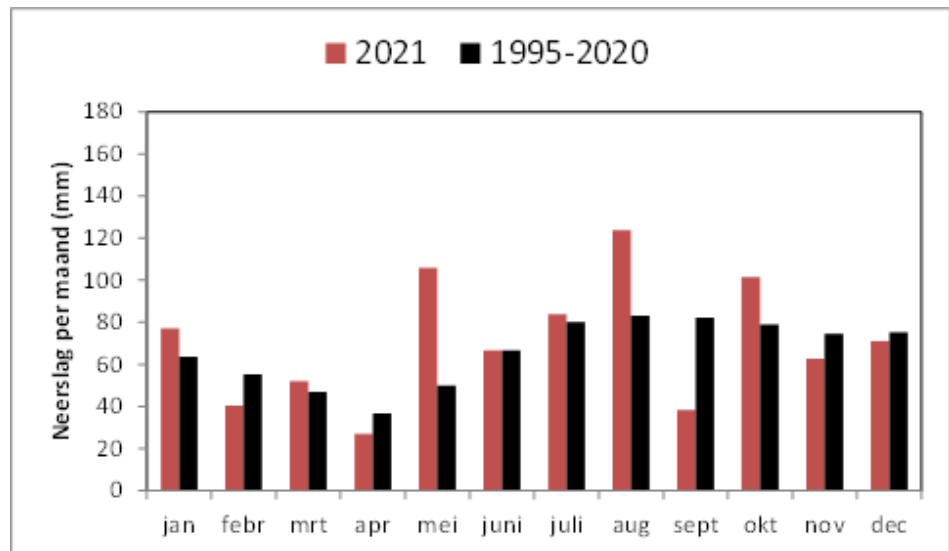
Weersomstandigheden

De weersomstandigheden, met name neerslag, kunnen een groot effect hebben op muizenpopulaties (o.a. Wymenga *et al.* 2022). 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 2021 wordt vergeleken met de gemiddelde neerslag per maand in de periode 1995-2020. Het jaar 2021 werd voorafgegaan door (extreem) droge jaren 2018 en 2019, en een relatief nat jaar 2020. Ook 2021 was relatief nat, vooral de maanden mei en augustus (figuur 7.2).

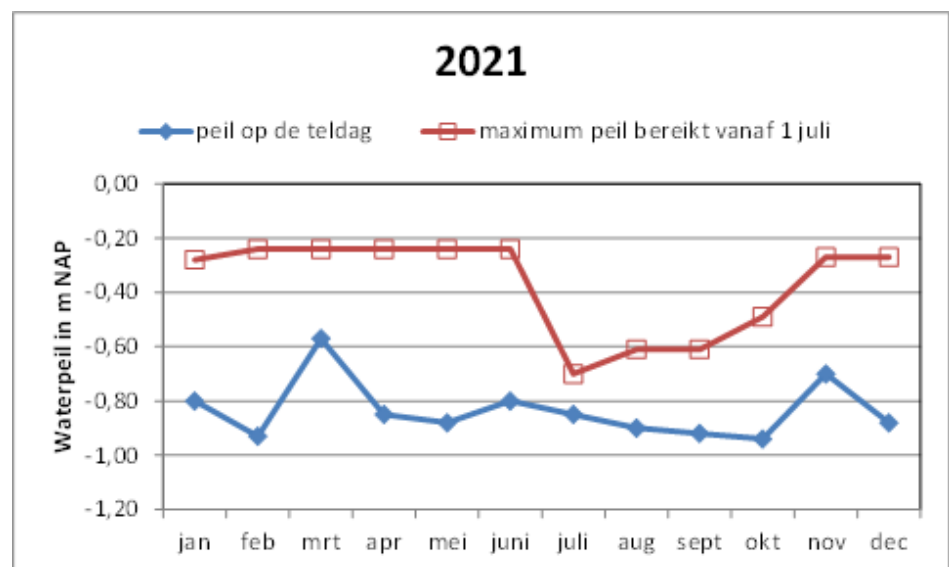
Waterpeilverloop in de boezem

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 opwaaiing. 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 pe-

Figuur 7.2. Neerslag per maand (mm) in Lauwersoog in 2021 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2020.



Figuur 7.3. Het maximale waterpeil op de maandelijkse teldagen van roofvogels in het Lauwersmeer in 2021 en het maximale waterpeil op de teldagen in 2021 tot dan toe bereikt vanaf 1 juli.



Tabel 7.1. Maximaal bereikt waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer op vier locaties per winterhalfjaar in de periode 2014/2015 - 2021/2022 (de gegevens uit de laatste winter zijn voorlopig en hebben betrekking op de periode tot en met 31-12-2021).

Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter t.o.v. NAP)			
	Lauwersoog Waterschap Noorderzijlvest	Zoutkamp		Dokkumer Nieuwe Zijlen Wetterskip Fryslân
		Waterschap Noorderzijlvest	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	-0,24	-0,23	-0,25	-0,22
2021-2022	(-0,27)	(-0,24)	(-0,24)	(-0,21)
Gemiddelde 2014/2015 - 2020/2021	-0,18	-0,11	-0,12	-0,18

riode 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 2014-2021 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; bijlage 6). In 2021 was alleen op de teldagen in maart en november sprake van een sterk verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 7.3). Het maximaal bereikte waterpeil in de winter 2020/2021 was in vergelijking met de periode vanaf 2014/2015 iets lager dan gemiddeld (tabel 7.1).

Muizenbemonstering

De muizenpopulatie wordt jaarlijks op een aantal locaties op de platen van het Lauwersmeer bemonsterd (figuur 7.4). De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee in kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweidings, seizoensbeweidings in combinatie met jaarrondbeweidings). 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 2021 is uitgevoerd in de periode 14-21 oktober, in dezelfde week als in 2020, maar een week later dan in 2019 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 2015-2020. 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 seizoensbeweidings, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in

een gebied met een combinatie van seizoensbeweidings en jaarrondbeweidings (figuur 7.5). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweidings vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrond beweidings platen is verder van belang dat muizenvallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.

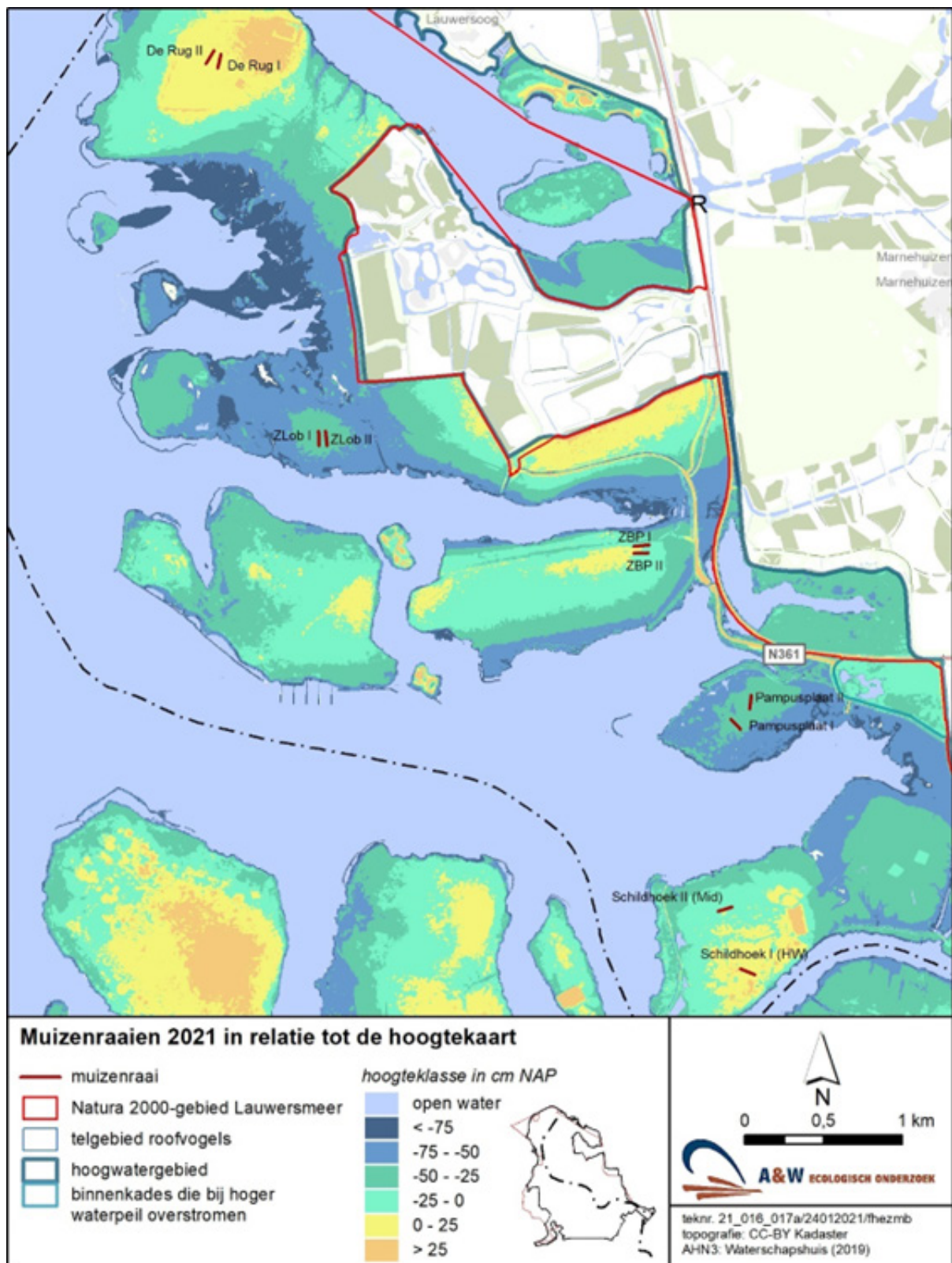
De uitvoering van de muizencensus in oktober houdt rekening met het feit dat de muizendichtheid dan doorgaans het hoogst is, terwijl grootschalige inundaties normaliter pas later in de herfst optreden. Verder sluit de timing van de muizencensus aan bij in het verleden uitgevoerde muizenbemonsteringen 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. Alleen op de Schildhoek is hiervan afgeweken (figuur 7.4).

De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 14 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 zo doende de vangkans te vergroten. Op 18 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 21 oktober. In totaal is dus gedurende drie nachten en twee dagen gevangen. De muizencensus heeft geresulteerd in 10 (stations) * 2 (vallen) * 3 (valnachten) = 60 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 2021 is deze index bekend voor alle muizensoorten.

De individuele muizenindex is het aantal individuele muizen (dus de gevangen aantallen zonder de reeds gemerkte exemplaren) dat is gevangen per 100

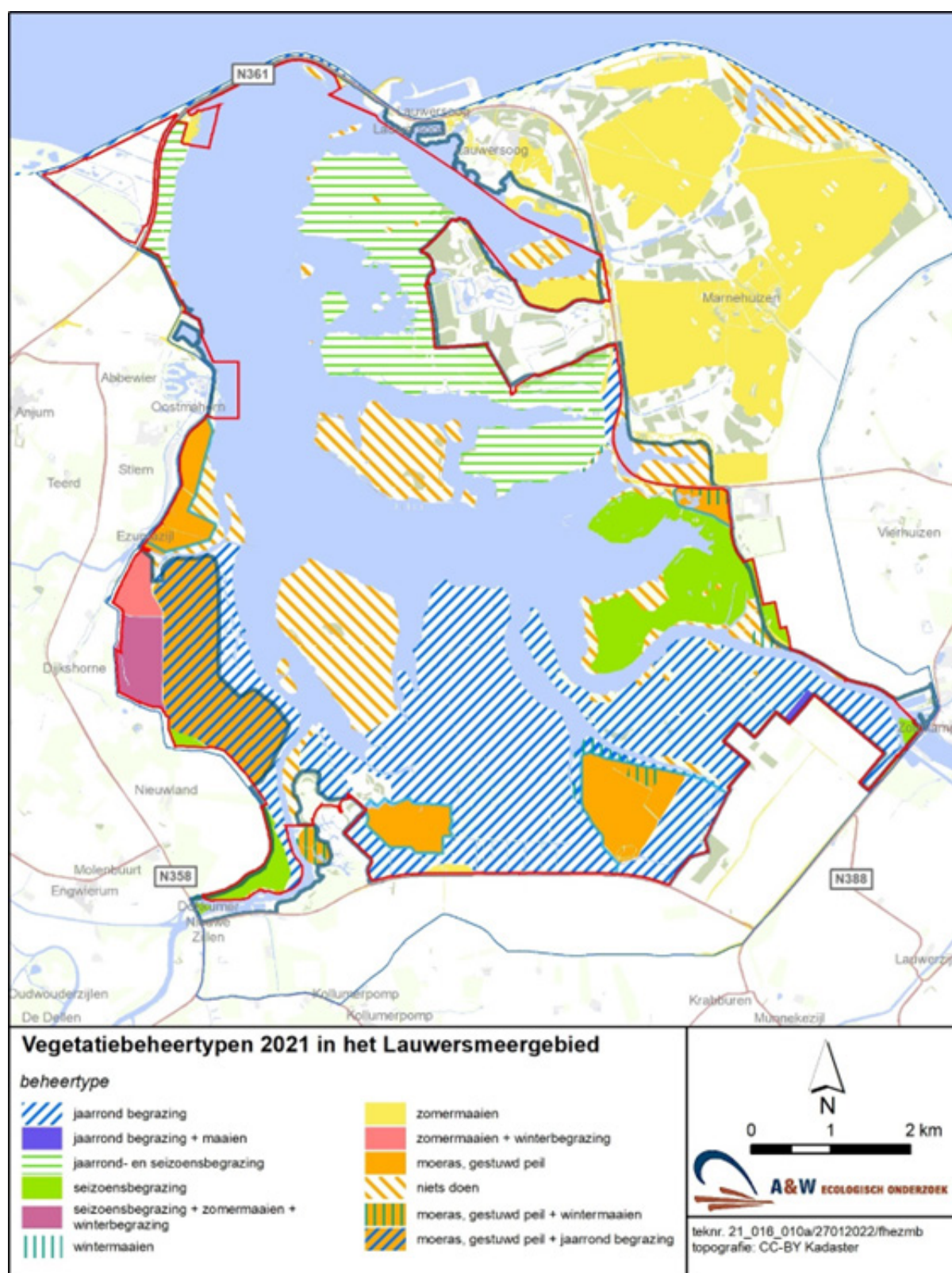


Figuur 7.4. Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in oktober 2021 met als achtergrond de hoogtekaart.

valnachten. Ook deze individuele muizenindex kan worden vergeleken met de resultaten van andere muizeninventarisaties. Deze index is alleen bekend voor woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis).

Tellingen van roofvogels

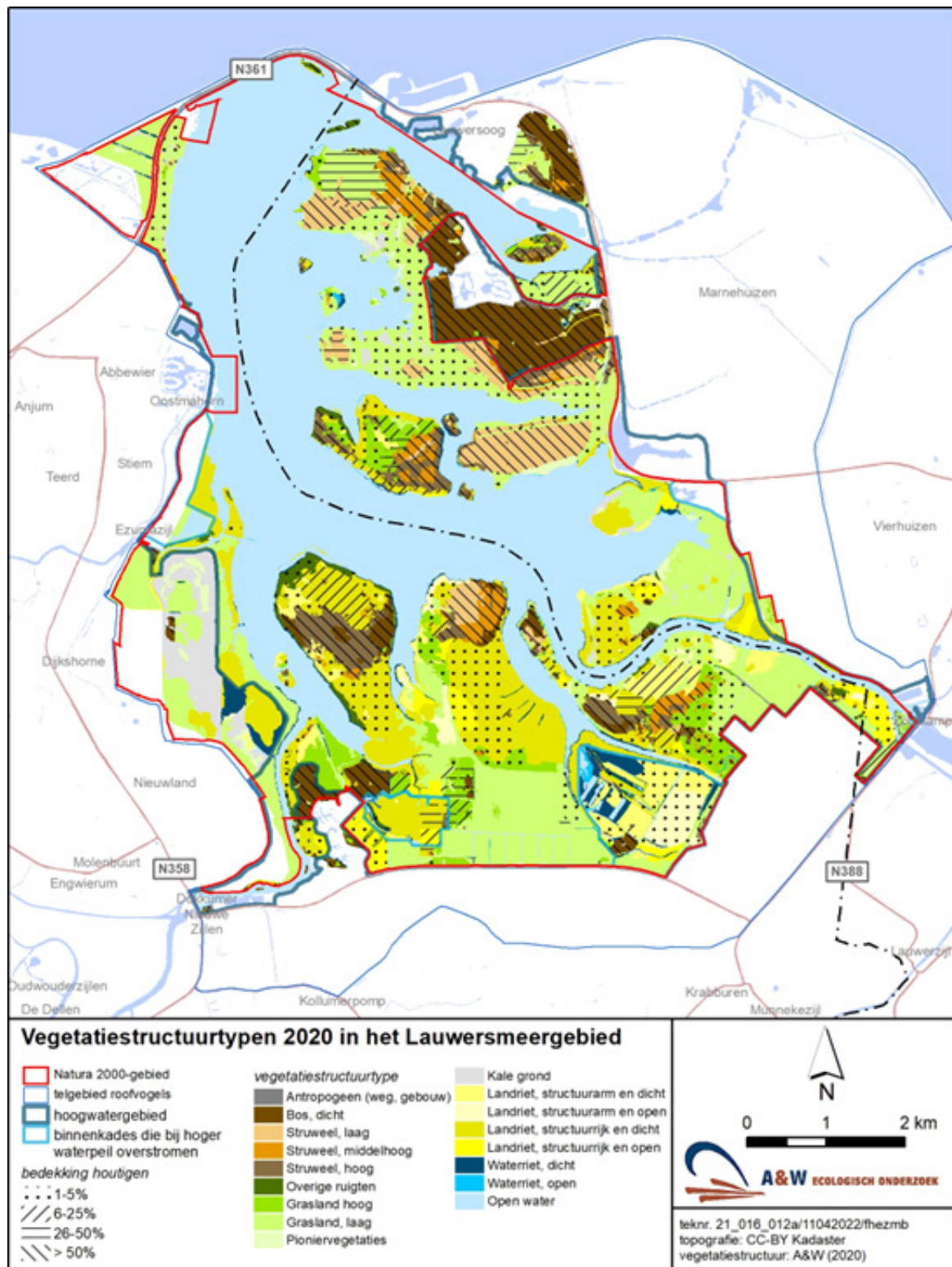
Sinds de inpoldering van het Lauwersmeer in 1969 vindt maandelijks een vogeltelling plaats met behulp van vrijwilligers. Sinds 1986 worden de vogeltellers daarbij gevraagd om roofvogels op kaart in te



Figuur 7.5. Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2021.

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 muizen-etende roofvogels te onderzoeken (o.a. Beemster *et al.* 1989, Beemster & Vulink 2013), maar ze kunnen ook worden gebruikt om effecten van maaiveldaling



Figuur 7.6. Vegetatiestructuurtypen in het Lauwersmeer in 2020. Merk op dat niet het gehele hoogwatergebied is gekarteerd.

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 2020 - oktober 2021 is gedigitaliseerd (in GIS). Hierbij zijn de soorten ge-

selecteerd 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 afhankelijk 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. 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 7.6), die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2020 is gemaakt. De actuele situatie kan sindsdien iets veranderd zijn.

7.4. Resultaten muizenaanbod en foeragerende roofvogels

Muizenaanbod

Muizenaanbod in de omgeving

Landelijk gezien was het broedsucces van muizenetende roofvogels en uilen in 2021 laag (Bijlsma 2022), 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 2021 in vergelijking met 2015-2020

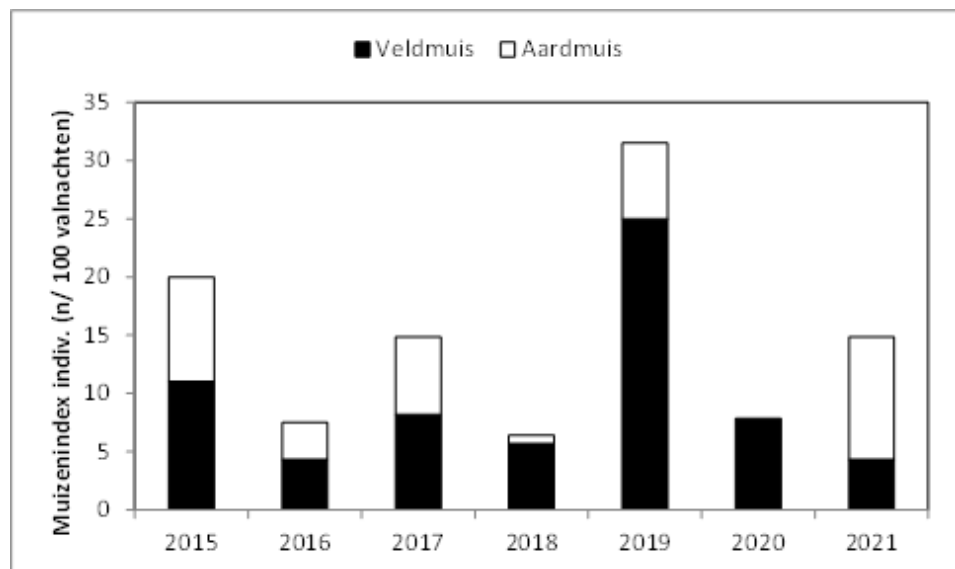
De muizencensus in oktober 2021 leverde in totaal 166 muizenvangsten op (tabel 7.2, bijlage 7). Dit is een tamelijk gemiddeld aantal. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (39% van de vangsten), Dwergmuis (24%) Veldmuis (16%), Bosspitsmuis en Bosmuis (beide 10%) en Dwergspitsmuis (2%). Het hoge percentage Aardmuizen is opmerkelijk omdat de soort in 2020 niet werd gevangen. Alleen in 2015 werden er meer Aardmuizen gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was het laagste aantal in de periode 2015-2021 en maar 10% van dat in het topjaar 2019 (figuur 7.7).

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

Tabel 7.2. Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in 2015-2021.

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Veldmuis	105	40	82	75	225	70	26
Aardmuis	97	41	49	3	50	0	64
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10	9	16
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3	2	3
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0	0	0
Bosmuis	0	30	0	4	2	15	17
Dwergmuis	9	25	14	40	26	11	40
Totaal	239	159	164	159	316	107	166

Figuur 7.7. Gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2021.



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. Nadat in 2020 geen enkele Aardmuis kon worden gevangen, werd de soort in 2021 opnieuw op de Rug en Zuidelijke lob vastgesteld en voor het eerst ook op de Zuidelijke Ballastplaat (figuur 7.8). De uitbreiding van het leefgebied is waarschijnlijk het gevolg van het hoger en dichter worden van de vegetatie op de noordelijke platen.

Muizenaanbod en maximum inundatie in de voorgaande winter

Figuur 7.9 laat de individuele muizenindex van woelmuizen (Veldmuis + Aardmuis) zien in afhankelijkheid van de maximale inundatie in de voorgaande winter per muizenraai in de periode 2015-2021. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking van het maximum waterpeil op locatie Lauwersoog met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De maaiveldhoogte van de muizenraaien is bepaald in 2020.

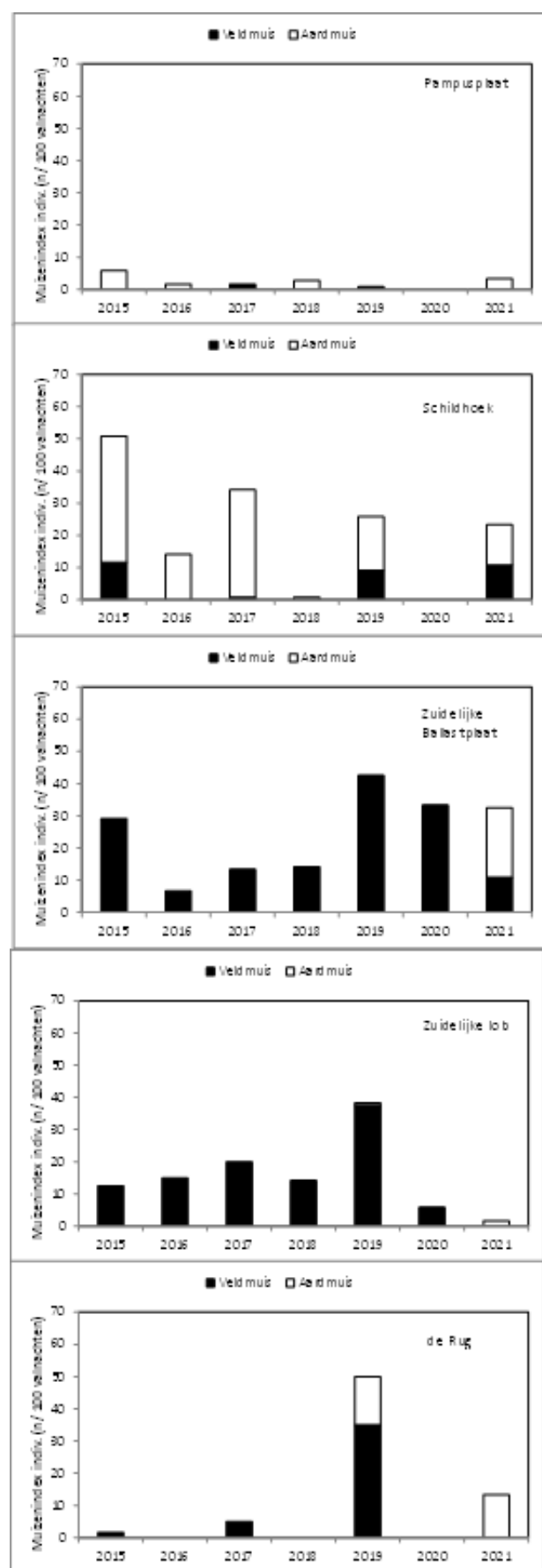
De hoogst gelegen muizenraaien zijn te vinden op de Rug. Deze muizenraaien zijn in de periode 2015-2021 nooit geïnundeerd geraakt. In deze muizenraaien was de woelmuisdichtheid in 2019 hoog, in 2021 gemiddeld hoog en in de andere jaren laag. De lage dichtheid tot en met 2018 kan worden verklaard

door de zeer open vegetatie in die jaren, waardoor muizen onder plasdrasse omstandigheden niet of nauwelijks uitwijkmogelijkheden hadden. Het jaar 2019 was uitzonderlijk droog, terwijl de bedekking van de vegetatie - wellicht door de droge omstandigheden - sinds 2018 behoorlijk is toegenomen (bijlage 8). De toegenomen bedekking van de vegetatie is waarschijnlijk ook de verklaring voor de toename van de Aardmuis.

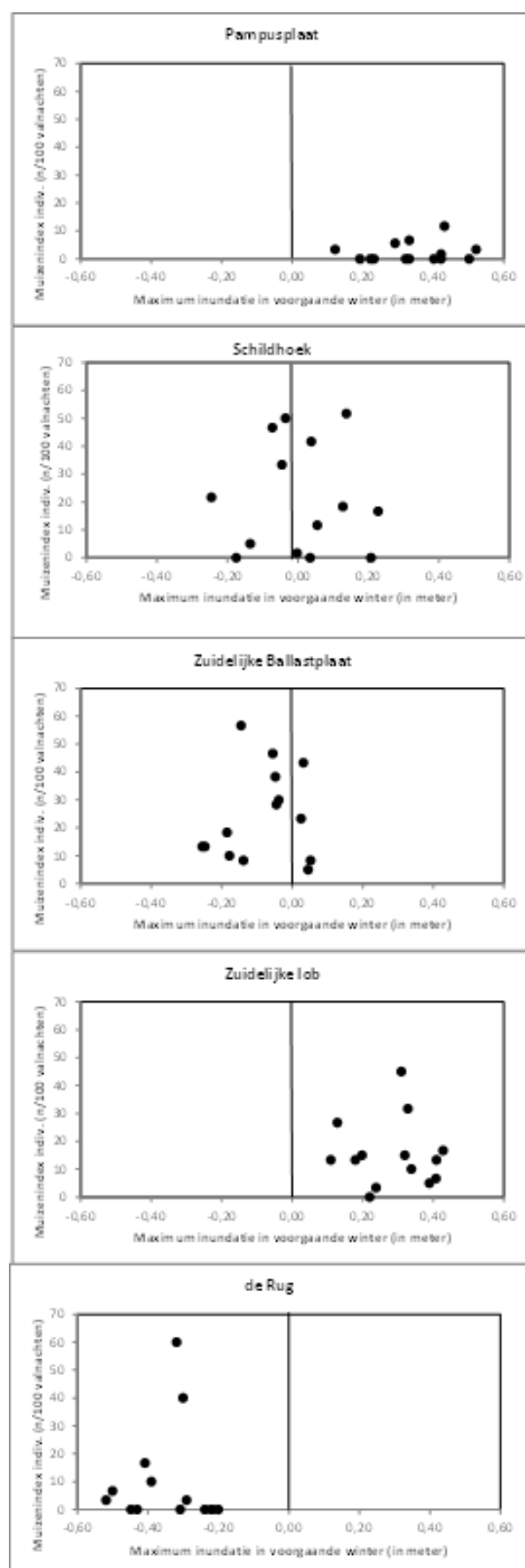
De muizenraaien op Zuidelijke Ballastplaat raken alleen in winters met een zeer hoog maximum waterpeil in de boezem geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2019/2020 was dat één maal het geval (in de winter 2015/2016) (figuur 7.9). In de zomer erna was de woelmuisdichtheid hier laag. In 2021 werden hier voor het eerst Aardmuizen gevangen.

De muizenraaien op de Schildhoek liggen op een verschillende maaiveldhoogte. Muizenraai Schildhoek 1 is bijna 20 cm hoger gelegen dan Schildhoek 2 en raakt niet vaak geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2019/2020 was dat alleen in de winter 2015/2016 het geval. Muizenraai Schildhoek 2 raakt regelmatig geïnundeerd. Voor deze muizenraaien is er geen duidelijk verband tussen de individuele muizenindex en de maximale inundatie in de voorgaande winter (figuur 7.9), mogelijk mede omdat er in de afgelopen jaren veel variatie in rietlengte was (figuur 7.10). Later in deze tekst wordt daar nader op ingegaan.

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 7.9), op de Zuidelijke Lob waren de woelmuisdichtheden ondanks de winterse inun-

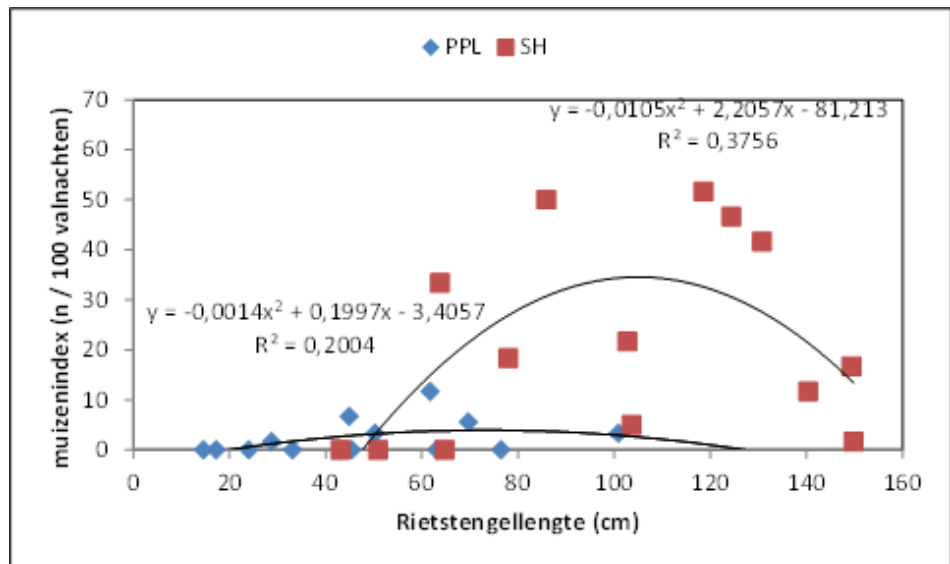


Figuur 7.8. Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2021.

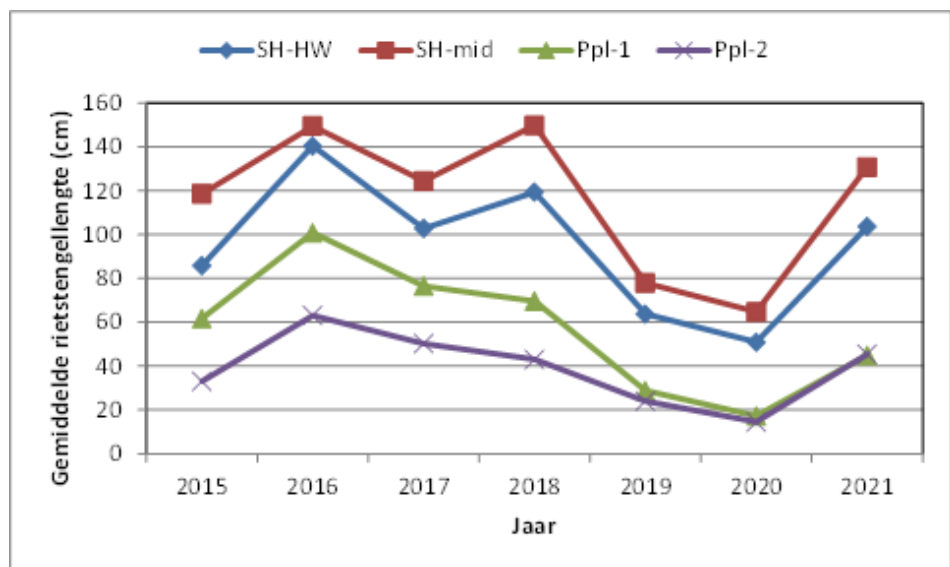


Figuur 7.9. Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de maximum inundatie in de voorgaande winter per muizenraai per gebied in het Lauwersmeer in de periode 2015-2021.

Figuur 7.10 Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de gemiddelde rietstengellengte in muizenraaien op de zuidelijke platen (Schildhoek (SH) en Pampusplaat (PPL)) in de periode 2015-2021.



Figuur 7.11. Gemiddelde rietstengellengte in muizenraaien op de Schildhoek (SH) en Pampusplaat (Ppl) in de periode 2015-2021.



daties tamelijk hoog, vooral in 2017 en 2019 (figuur 7.8). 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 de vallen te plaatsen op een groter oppervlak hoog plaatdeel.

Muizenaanbod en riethoogte

Op het hoge deel van de Schildhoek komen woelmuizen vooral voor bij een intermediaire riethoogte (tussen 50-150 cm; figuur 7.10), zoals dat eerder ook is vastgesteld voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013). Overigens kwamen er toen (bijna) alleen Veldmuizen voor. Het relatief lage aanbod van woelmuizen op de Schildhoek in de periode 2018-2020 ten opzichte van andere gebieden kan mogelijk deels worden verklaard door een afname van de riet-

stengellengte (figuur 7.11). Op de relatief laag gelegen kop van de Pampusplaat is er geen duidelijke relatie tussen woelmuisdichtheid en riethoogte (figuur 7.10). Ook hier was de rietstengellengte in 2019-2020 laag. Door de jaarlijkse winterse inundaties komen op de Pampusplaat slechts lage dichtheden van woelmuizen voor (figuur 7.9). 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

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 2021 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2021
Bruine kiekendief	20	15
Grauwe kiekendief	4	0
Velduil	1	0

de structuur van de vegetatie op de hogere plaatdelen bepaald door riet. In hogere rietvegetaties is de bedekking van de vegetatie gemiddeld hoger (Beemster & van der Zee 2021). Voor de Blauwe kiekendief is eerder op het hoge deel van de Schildhoek vastgesteld dat de soort bij voorkeur jaagt boven iets lagere rietvegetaties, waar de veldmuisdichtheid weliswaar lager is, maar de muizen waarschijnlijk wel 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 Kruiwilg structuurbepalend. Omdat Kruiwilg 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.

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 2021 werd het instandhoudingsdoel voor geen van deze drie soorten gehaald (tabel 7.3).

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 2020 - oktober 2021. 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. In 2020/2021 waren ook in maart en april relatief hoge aantallen aanwezig (figuur 7.13). In de periode 1999-2003 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 7.14). Het gebied wordt ook

Tabel 7.4. Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat in de periode 2014/2015 - 2021/2022. 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
2021-2022	4

gebruikt als slaappleats, deels door vogels die buiten het Lauwersmeer foerageren. Het aantal slapende vogels op de Sennerplaat / Blikplaat laat grote verschillen tussen winters zien. De winter 2021/2022 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 (vrouwjes en onvolwassen vogels), in de omgeving van het Lauwersmeer naast ringtails ook veel mannetjes.

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, Beemster & Kleefstra in prep.). Mede onder invloed van de kolonisatie door Vos is ook het voedselaanbod van prooivogels afgenomen. In de periode 2000-2021 nam het aantal broedparen van de Bruine kiekendief af van ca. 20-25 naar ca.15. In 2015-2021 werden jaarlijks tussen de 13 en 17 broedparen geteld, in 2021 waren het er

15. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen vertoonde in de periode 2000-2021 dezelfde licht afnemende trend, waarbij het zeer muizenarme jaar 2016 in negatieve zin opvalt (figuur 7.12). Bruine kiekendieven zijn vooral aanwezig in de maanden april - augustus, met kleinere aantallen in maart en september. In de maanden oktober – februari gaat het om een klein, maar toenemend aantal vogels (figuur 7.13).

Grauwe kiekendief

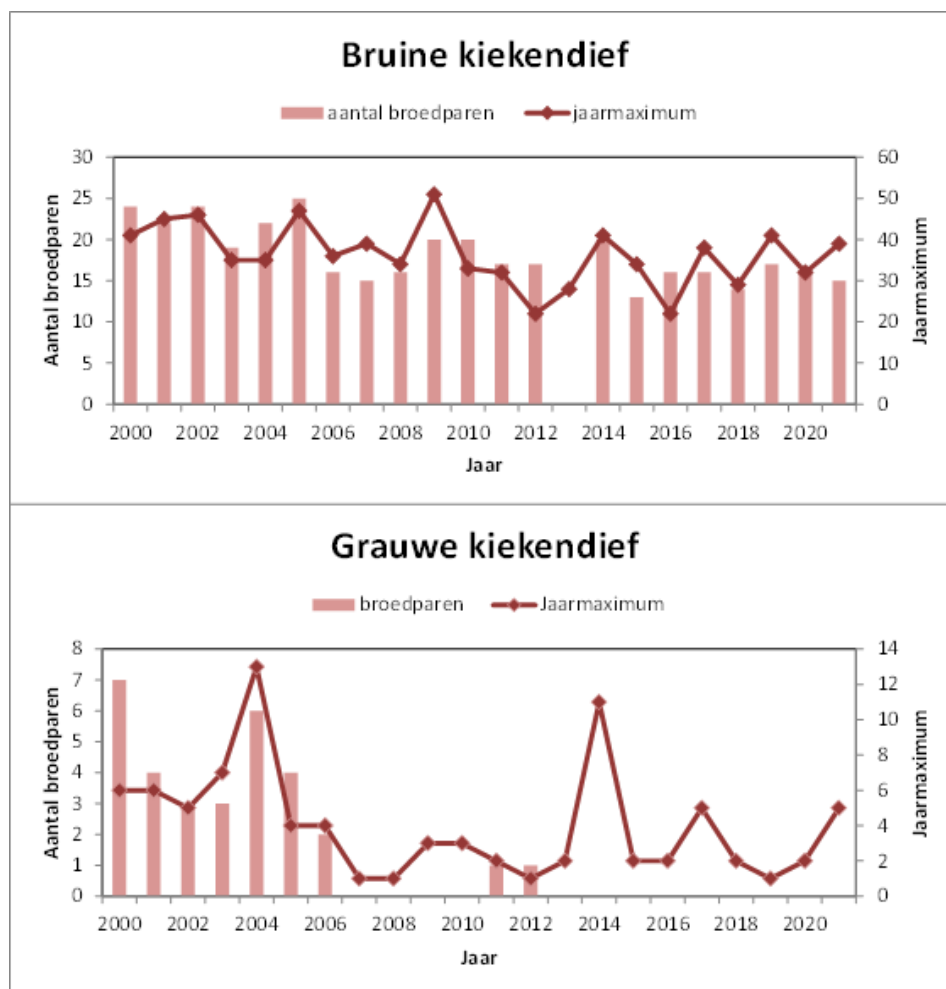
Het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2021 sterk afgenomen. Het laatste broedgeval vond plaats in 2012 (figuur 7.12). De afname kan vooral worden verklaard door een toenemende begrazingsdruk op de zuidelijke platen, waardoor deze als broedgebied minder geschikt zijn geworden. Verder 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 re-

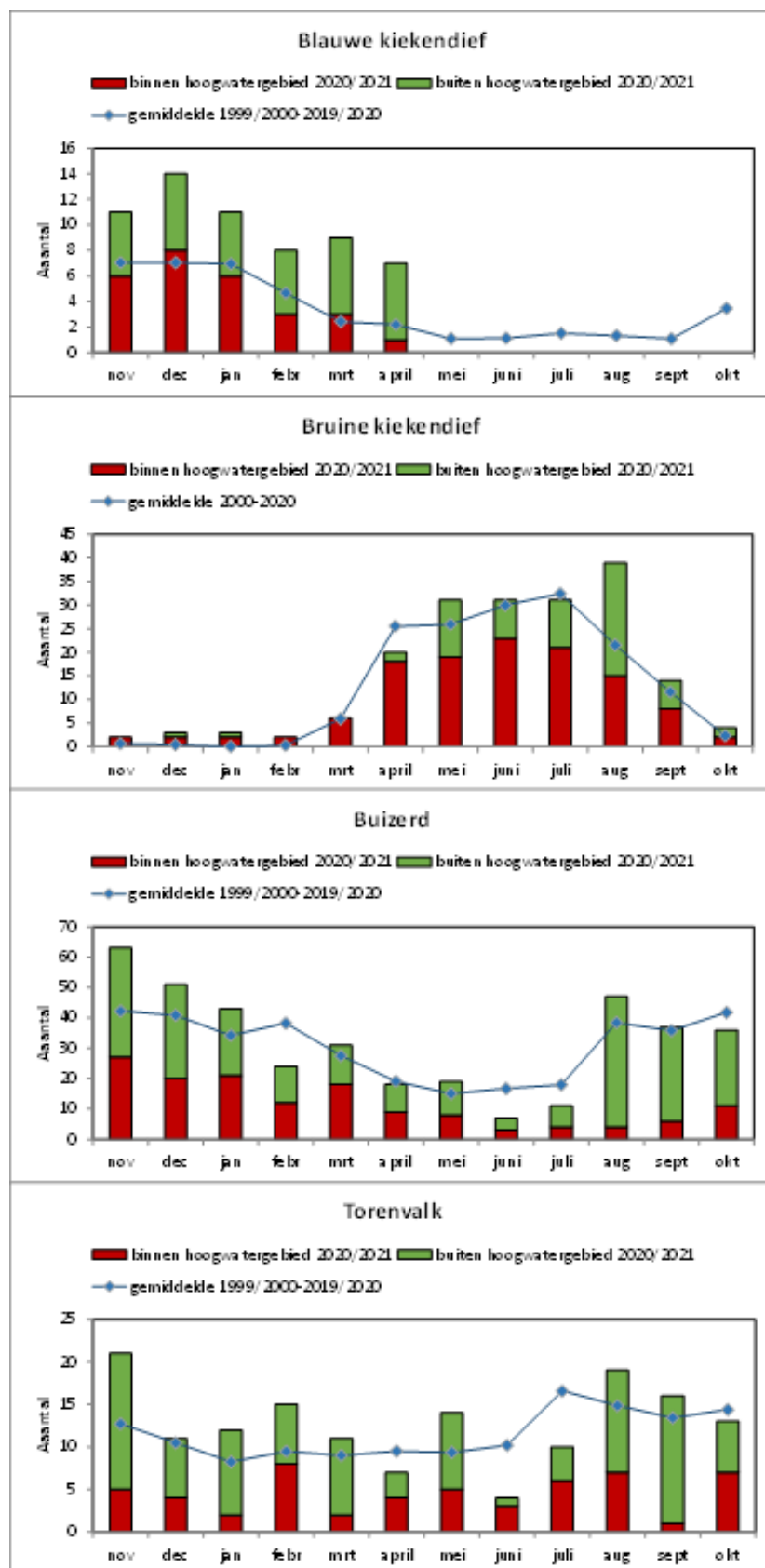
latief goed jaar (figuur 7.12). De foerageergebieden voor Grauwe kiekendieven zijn in de loop der jaren nauwelijks veranderd. Binnen het Lauwersmeer is het militaire oefenterrein in de Marnewaard nog steeds het belangrijkste foerageergebied (Beemster 2019, Beemster & Wiersma 2020). Verder worden ook 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, in 2020 12 en in 2021 8. In muizenrijke jaren (2017 en vooral 2019) is het aantal broedparen op de platen dus aanzienlijk 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 7.14). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar (figuur 7.13), mogelijk mede doordat pleisterende vogels dan minder opvallen.

Figuur 7.12. Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2021. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.





Figuur 7.13. Het aantal per maand getelde roofvogels van de algemeenste soorten in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021. Vogels binnen en buiten het hoogwatergebied zijn apart weergegeven. Ter vergelijking is het gemiddeld aantal vogels per maand in de periode 1999/2000-2019/2020 (Blauwe kiekendief, Buizerd, Torenvalk) of in de periode 2000-2020 (Bruine kiekendief) weergegeven.

Ruigpootbuizerd

Sinds de jaren tachtig, toen regelmatig meer dan twintig overwinterende Ruigpootbuizerds geteld werden (Beemster 1994), is de soort sterk in aantal afgenomen. In de laatste 20 winters ging het meestal maar om enkele overwinteraars, met iets grotere aantallen in 2011/2012, 2012/2013 en 2018/2019 (figuur 7.14). Ruigpootbuizerds zijn vooral aanwezig in de maanden november tot en met maart.

Torenvalk

Het aantal broedparen van de Torenvalk in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer varieerde in de periode 2000-2021 tussen 0 en 11. In 2015 bedroeg het aantal broedparen in het Natura 2000-gebied 7, in 2016 en 2017 4, in 2018 3 in 2019-2021 4. Buiten het Natura 2000-gebied broeden ook nog verschillende paren. Bijna alle paren broeden in nestkasten. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk variabel en licht afnemend (figuur 7.14). 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 (figuur 7.13).

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

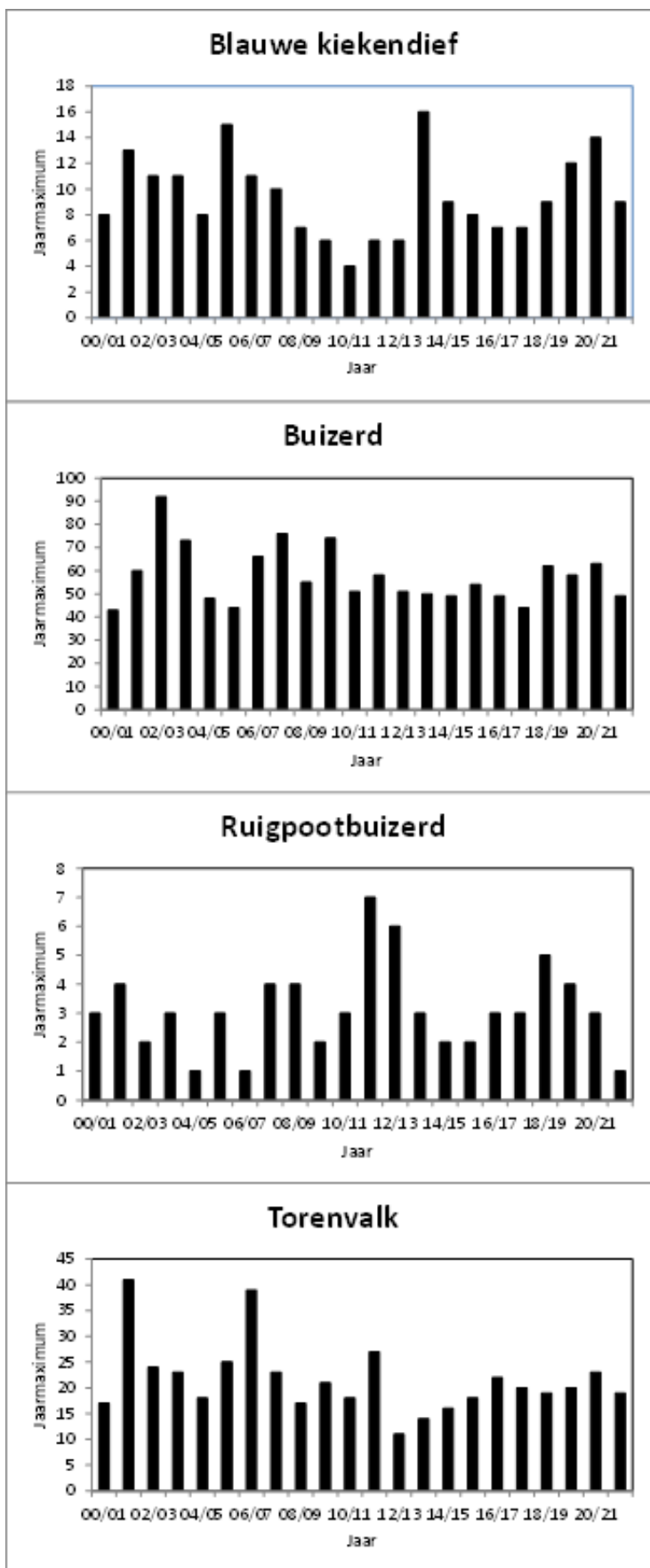
november 2020 - oktober 2021 zijn tijdens de maandelijkse tellingen geen Velduilen waargenomen.

Jaagverspreiding tijdens de maandelijkse tellingen in november 2020 – oktober 2021
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.

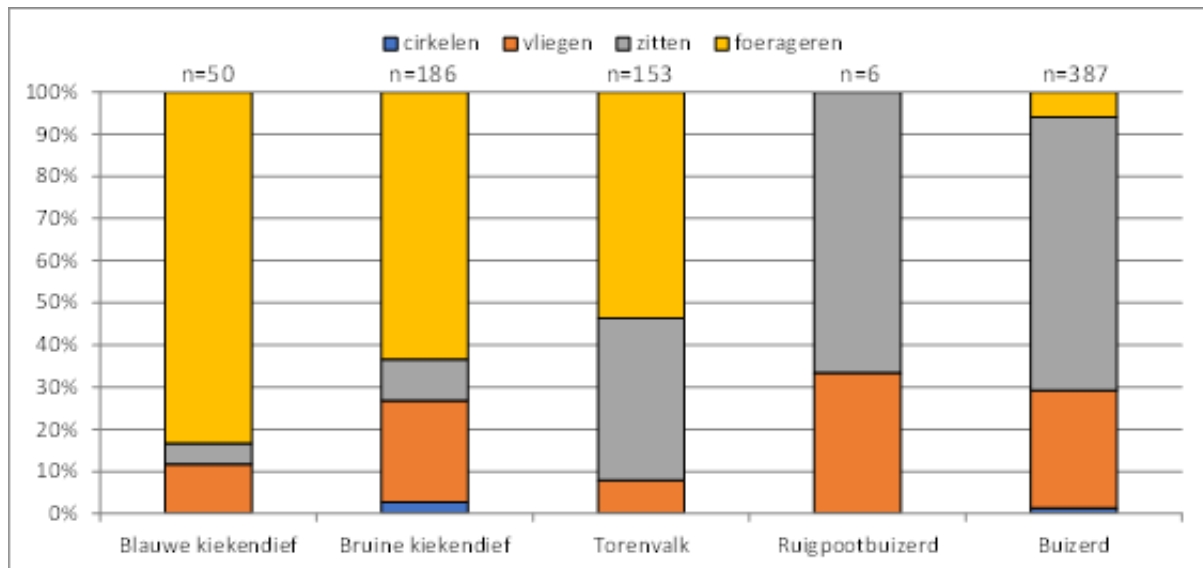
Het percentage jagende vogels laat grote verschillen zien tussen de soorten. Van de meest algemene muizenetende roofvogels is het percentage jagende vogels het hoogst voor de Blauwe kiekendief en het laagst voor de Buizerd, terwijl Bruine kiekendief, Torenvalk en Ruigpootbuizerd een intermediaire positie innemen (figuur 7.15). 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 2021 lijkt sterk op dat in voorgaande jaren. Alleen de Ruigpootbuizerd laat door de geringe steekproefgrootte een wat afwijkend beeld zien (figuur 7.15).

Effect van maaiveldhoogte

Figuur 7.16 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2020 - oktober 2021 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 overstromen) een verschillende verdeling zien (figuur 7.17).



Figuur 7.14. Wintermaximum van Blauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenvalk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000/2001-2021/2022. Een jaar loopt van juli - juni, in 2021/2022 zijn de tellingen tot en met januari 2022 meegenomen.



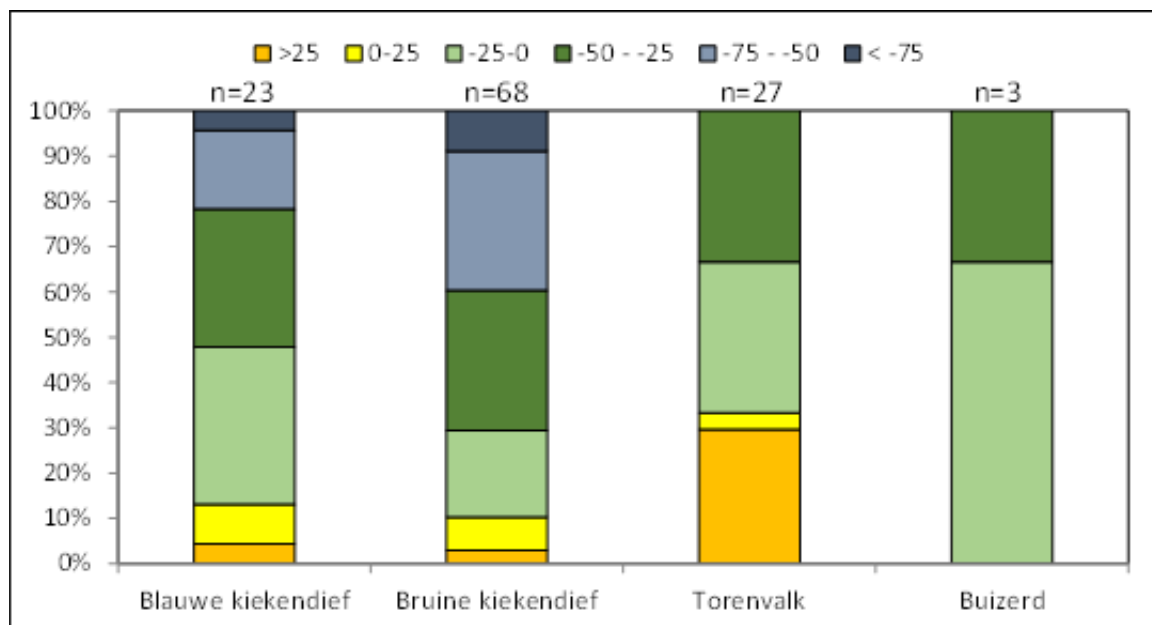
Figuur 7.15. Onderscheiden gedragingen van de meest algemene muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021. Het aantal waargenomen vogels per soort in deze periode bedraagt: Blauwe kiekendief (n=50), Bruine kiekendief (n=186), Torenavalk (n=153), Ruigpootbuizerd (n=6) en Buizerd (n=387).

De Torenavalk komt gemiddeld hoger op de plaat voor dan beide soorten kiekendieven. De Buizerd is in 2020/2021 bijna niet biddend waargenomen.

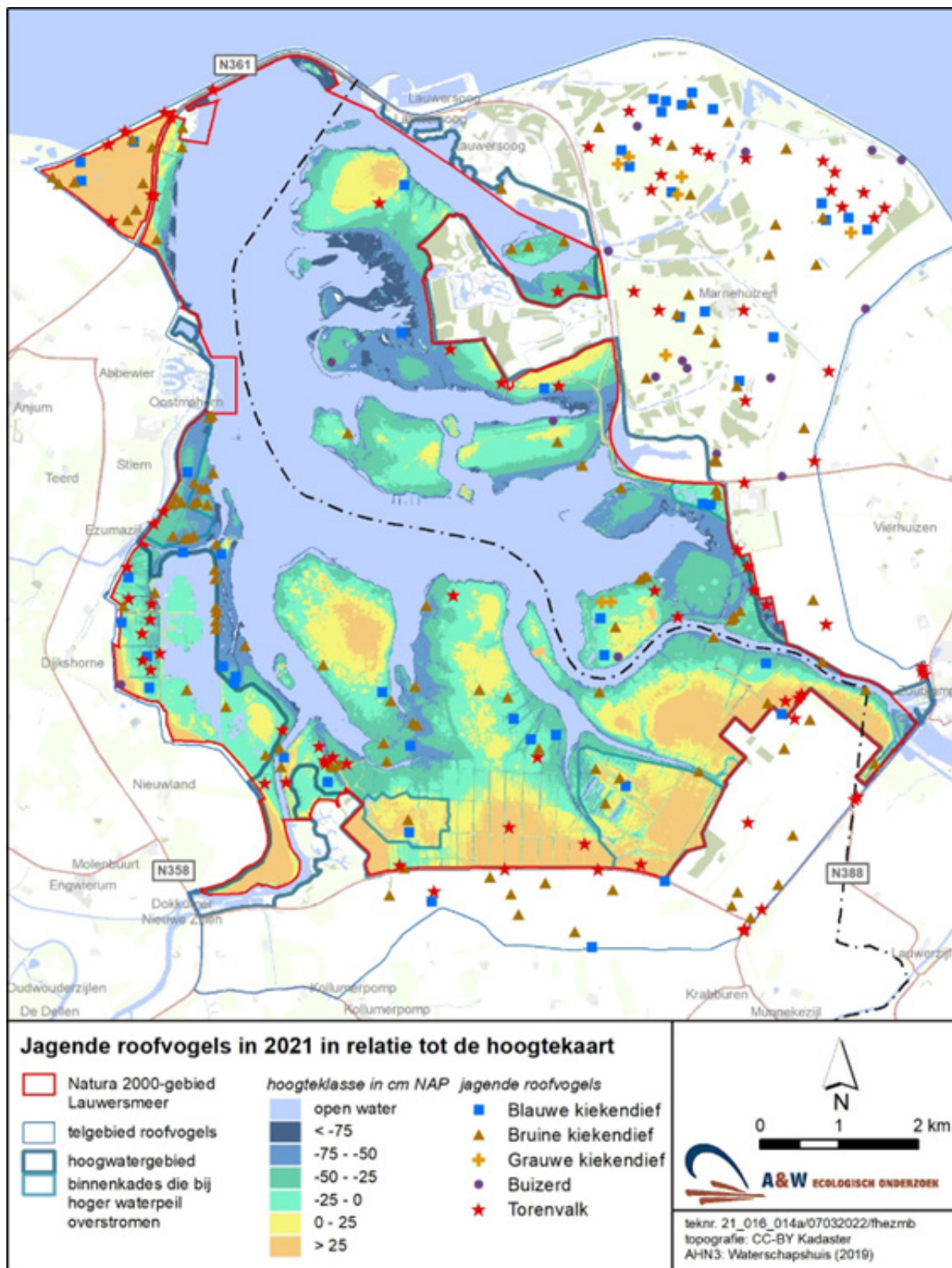
Effect van vegetatiestructuurtype

Figuur 7.18 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2020 - oktober 2021 jagen

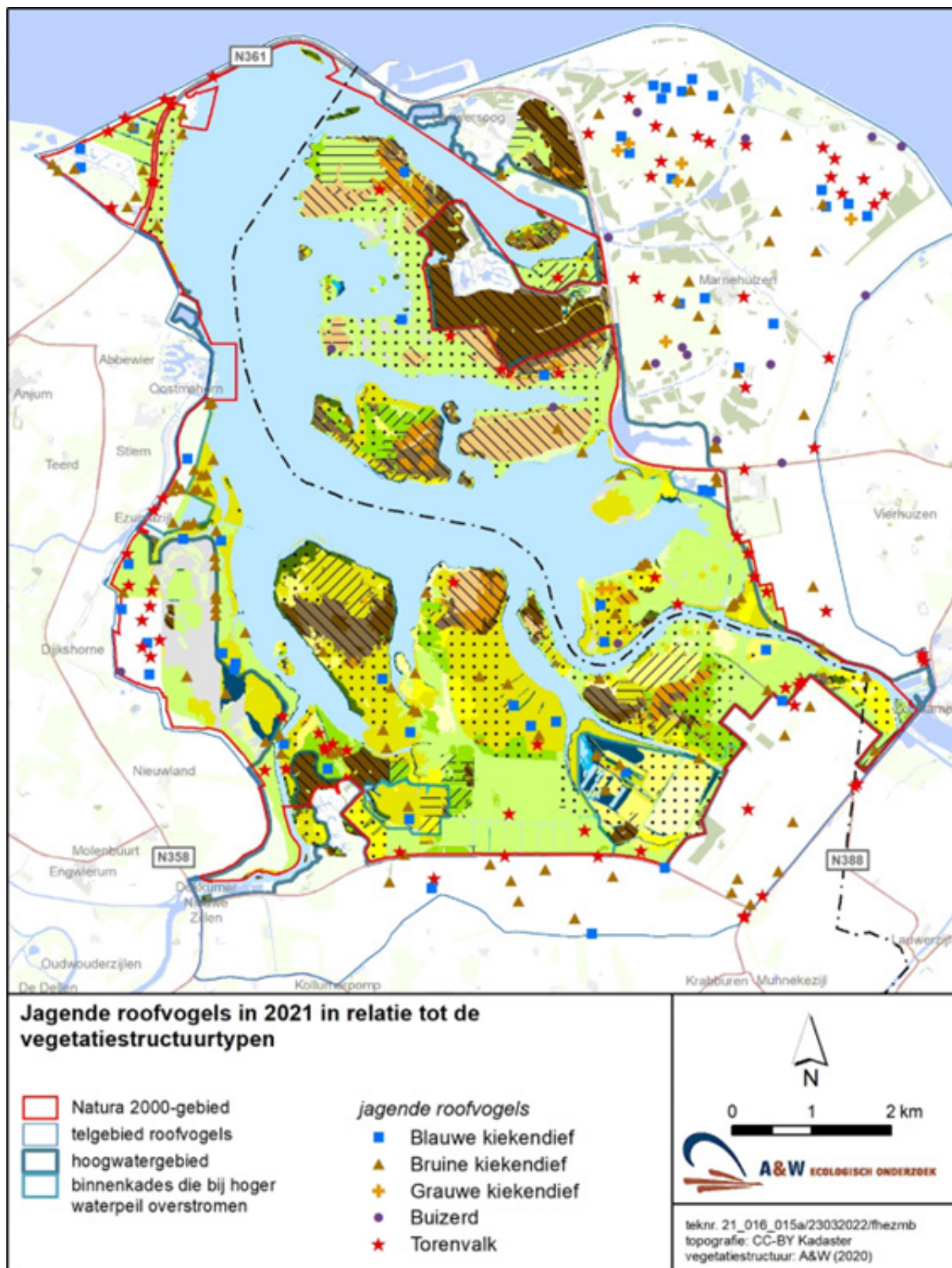
zijn waargenomen in relatie tot vegetatiestructuurtype. De soorten blijken onderling te verschillen in hun voorkeur voor vegetatiestructuurtypen: Blauwe en Bruine kiekendief, en ook Ruigpootbuizerd jagen deels boven grasland en deels boven (soms open) landrietvegetaties, Torenavalk en Buizerd jagen vooral boven grasland (figuur 7.19).



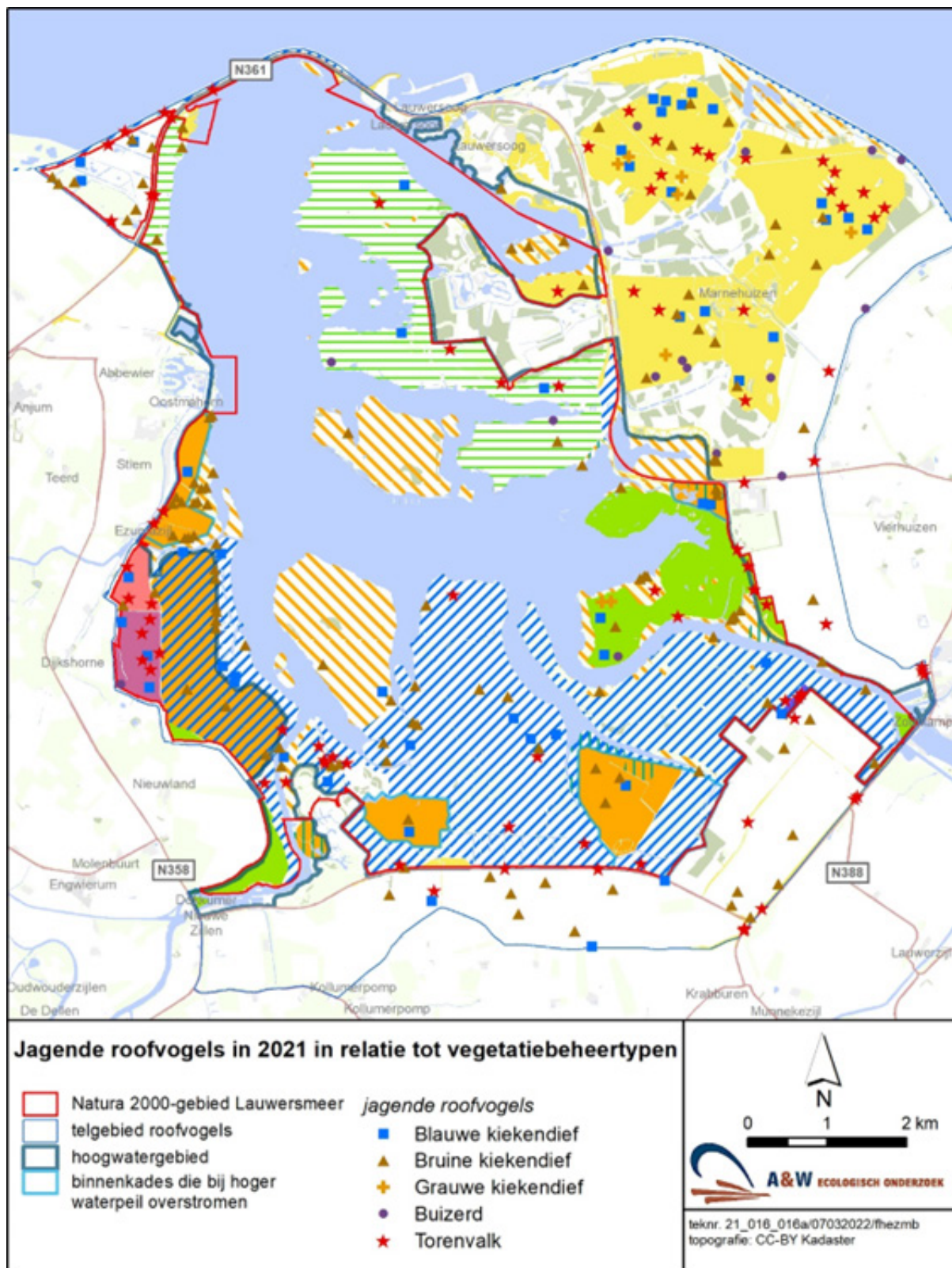
Figuur 7.17. Het voorkomen van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot maaiveldhoogte (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in november 2020 - oktober 2021 bedraagt: Blauwe kiekendief (n=23), Bruine kiekendief (n=68), Torenavalk (n=27) en Buizerd (n=3). De Ruigpootbuizerd is in 2020/2021 niet biddend jagend waargenomen.



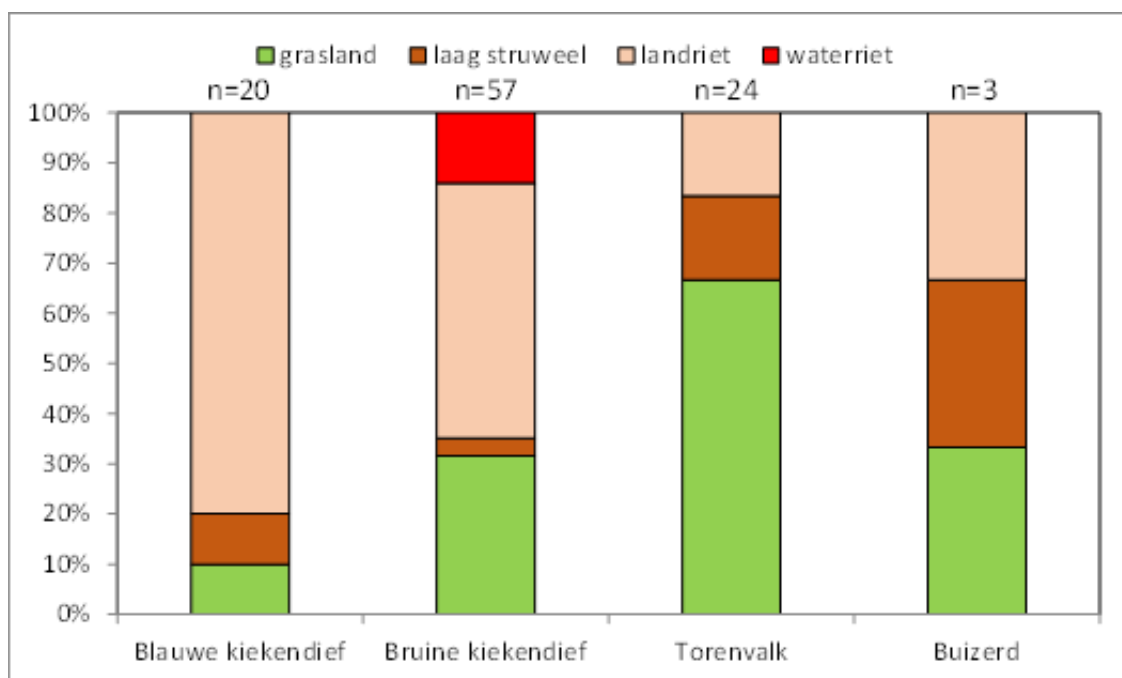
Figuur 7.16. De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021 in relatie tot maaiveldhoogte. De hoogtekaart is alleen weergegeven voor het hoogwatergebied.



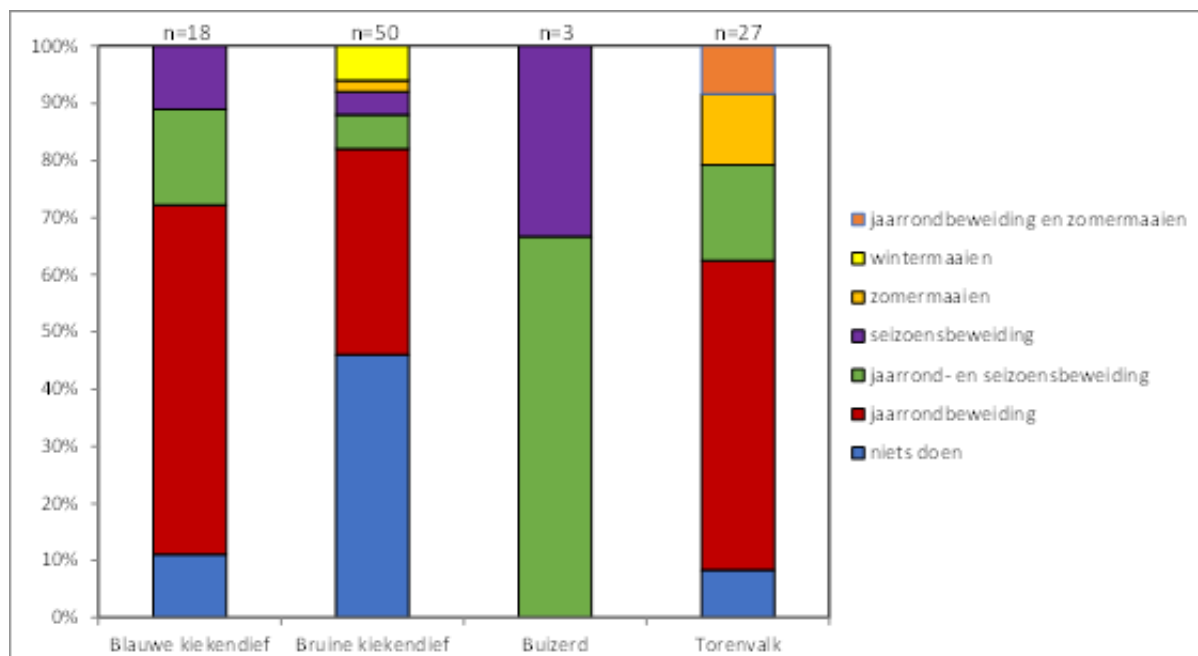
Figuur 7.18. De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021 in relatie tot de vegetatiestructuurtypen in 2020. De legenda van de vegetatiestructuurtypen is te vinden in figuur 7.6. Deze figuur (de vegstructuurkaart) wordt later aangepast.



Figuur 7.20. De verspreiding van foeragerende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021 in relatie tot de vegetatiebeheertypen. De legenda van de vegetatiebeheertypen is te vinden in figuur 7.5.



Figuur 7.19. De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiestructuurtype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in november 2020 - oktober 2021. Verschillende vegetatiestructuurtypen zijn daartoe samengevoegd. Voor een overzicht van de aanwezige vegetatiestructuurtypen zie figuur 7.6. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuurd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstroomd, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen het hoogwatergebied in deze periode bedraagt: Blaauwe kiekendief (n=20), Bruine kiekendief (n=57), Torenvalk (n=24) en Buizerd (n=3). De Ruigpootbuizerd is in 2020/2021 niet biddend jagend waargenomen.



Figuur 7.21. De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiebeheertype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2020 - oktober 2021. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuurd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstroomd, 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: Blaauwe kiekendief (n=18), Bruine kiekendief (n=50), Buizerd (n=3) en Torenvalk (n=27). De Ruigpootbuizerd is in 2020/2021 niet biddend jagend waargenomen.

Effect van vegetatiebeheer

Figuur 7.20 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2020 - oktober 2021 jagen zijn waargenomen in relatie tot vegetatiebeheer. Blauwe kiekendief, Bruine kiekendief en Torenvalk jagen in verschillende beheertypen. De Torenvalk heeft in vergelijking met de kiekendieven een voorkeur voor meer intensieve beheertypen. Het aantal biddend waargenomen Buizerds is te klein om er iets over te zeggen (figuur 7.21). De verdeling van roofvogels over de verschillende vegetatiebeheertypen is ongeveer gelijk aan die in voorgaande jaren.

7.5. Conclusies muizen en roofvogels

Muizenaanbod en beschikbaarheid voor roofvogels

De muizencensus in oktober 2021 leverde in totaal 166 muizenvangsten op. Dit is een tamelijk gemiddeld aantal voor de periode 2015-2021. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (39% van de vangsten), Dwergmuis (24%) Veldmuis (16%), Bosspitsmuis en Bosmuis (beide 10%) en Dwergspitsmuis (2%). Het hoge percentage Aardmuizen is opmerkelijk omdat de soort in 2020 niet werd gevangen. Alleen in 2015 werden er meer Aardmuizen gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was het laagste aantal in de periode 2015-2021 en maar 10% van dat in het topjaar 2019.

Na zeven onderzoekjaren begint er enig zicht te komen op de factoren die de variatie in jaarlijkse vangsten van woelmuizen op de seizoensbeweide platen (deels met aanvullende jaarrondbeweiding) verklaren. Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. Op de Schildhoek blijkt ook riethoogte een effect te hebben op de woelmuisdichtheid. De hoogste dichtheden komen voor bij een riethoogte tussen de 0,50 en 1,50 meter. Eenzelfde verband werd eerder gevonden voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013).

Bovenstaande voor de seizoensbeweide platen (eventueel met enige aanvullende jaarrondbeweiding) gevonden relaties kunnen niet zonder meer vertaald worden naar de zuidelijke, jaarrond beweide platen. In tegenstelling tot op seizoensbeweide platen neemt de structuur van de vegetatie op jaarrond beweide platen in de loop van de winter steeds verder af. In combinatie met de plasdrasse en soms geïnundeerde 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 2021 lijkt sterk op dat in 2015-2020. 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 boven meer gestructureerde vegetaties op lagere plaatdelen die wel regelmatig geïnundeerd raken. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winters van 2020/2021 en 2021/2022 was tamelijk gemiddeld, waarschijnlijk door het tamelijk gemiddelde woelmuisaanbod (in respectievelijk oktober 2020 en oktober 2021).

Het is nog niet goed mogelijk om de effecten van het variabele muizenaanbod in 2015-2021 op muizenetende roofvogels te analyseren, omdat het aantal jaren / seizoenen waarin over beide typen 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). Voor sommige jaren dient daarbij de gebruikte vegetatiestructuurkaart vervangen te worden door die uit een later, meer passend jaar. Ook de hoogtekaart kan voor sommige jaren meer *up-to-date* gemaakt worden (AHN2 vervangen door AHN3).

Uitermate belangrijk is om de werkelijke bodemhoogte in rietvegetaties te bepalen. Ervaringen elders laten zien dat de bodemhoogte in rietvegetaties door AHN gemiddeld 20-30 cm worden overschat. Dit is aanzienlijk meer dan de verwachte bodemdaling door gaswinning.

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, jaarrond beweide platen is een aanvullende muizencensus op deze platen wenselijk. 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 tijdens 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.

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

Nico Beemster, Romke Kleefstra, Inge Kok, Marijke Bekkema & Christian Kampichler

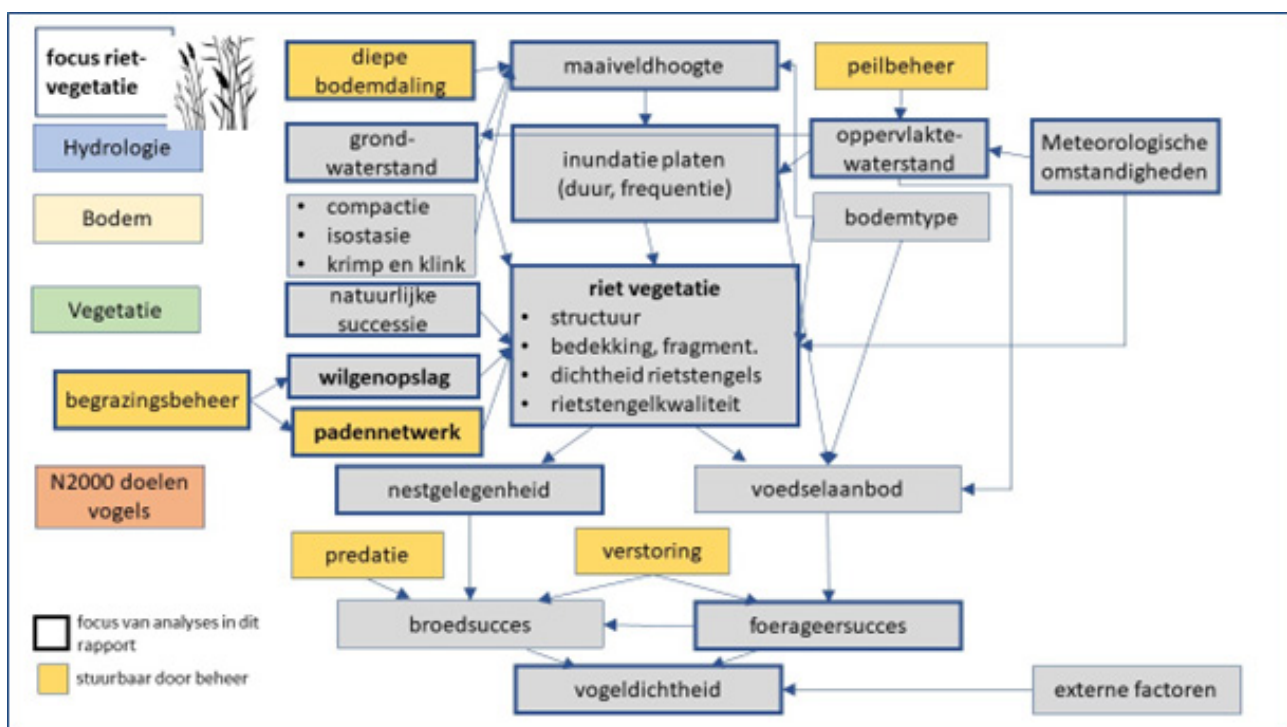
8.1. Inleiding

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 & van de Zee 2021). Het merendeel van de rietvegetaties komt voor op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer (figuur 7.6). 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 8.1).

Nadat in 2019 een verkennende studie was uitgevoerd is in 2020 de ontwikkeling van het (vee)padennetwerk en de wilgenbedekking in rietvegetaties op de gehele zuidelijke platen van het Lauwersmeer in beeld gebracht door luchtfoto's nauwkeurig te bekijken. Uit een zogenaamde "groundtruthing" (controle op de grond) bleek dat padendichtheid inderdaad een maat is voor de structuur van de rietvegetatie. Riethoogte en rietdichtheid in rietvegetaties zijn negatief gecorreleerd met padendichtheid. Padendichtheid kan dus 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



Figuur 8.1. Schematische weergave van de effectketen met focus op de invloed van het padennetwerk en wilgenopslag op de rietvegetatie en de doorwerking op rietvogels.

of juist wordt gestimuleerd (Beemster & van de Zee 2021). 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. 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 overstroomd – , bij dezelfde padendichtheid, wilgenbedekking, bodemtype en deelgebied / type beheer, anders dan op hogere plaatdelen? Deze vraag is relevant omdat gaswinning leidt tot bodemdaling en maaiveld daling (naast andere factoren zoals b.v. oppervlaktewaterstanden, vertrapping en inklinking) bijdraagt aan regelmatigere overstroomingen van de lagere plaatdelen.

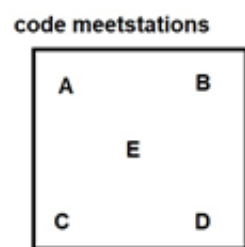
In 2021 zijn een aantal aanvullende analyses gedaan, die in de onderstaande paragrafen worden behandeld.

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

Omdat afgelopen jaar een luchtfoto uit het voorjaar van 2020 nog niet beschikbaar was en de foto van 2019 van een mindere kwaliteit was, is toen bij de “groundtruthing” voorlopig gebruik gemaakt van een luchtfoto 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 7.11). Dit jaar is de analyse daarom herhaald met een luchtfoto uit 2020.

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,



Figuur 8.2. Meetstations voor vegetatiemetingen tijdens de groundtruthing in oktober-november 2020.

linksonder, rechtsonder en midden in het vak; zie figuur 8.2). Op deze manier wordt een zo goed mogelijk gemiddelde per vegetatiemeting per vak bepaald. De metingen in het veld zijn uitgevoerd in de periode 26 oktober – 13 november 2020.

Per vak zijn de volgende metingen uitgevoerd:

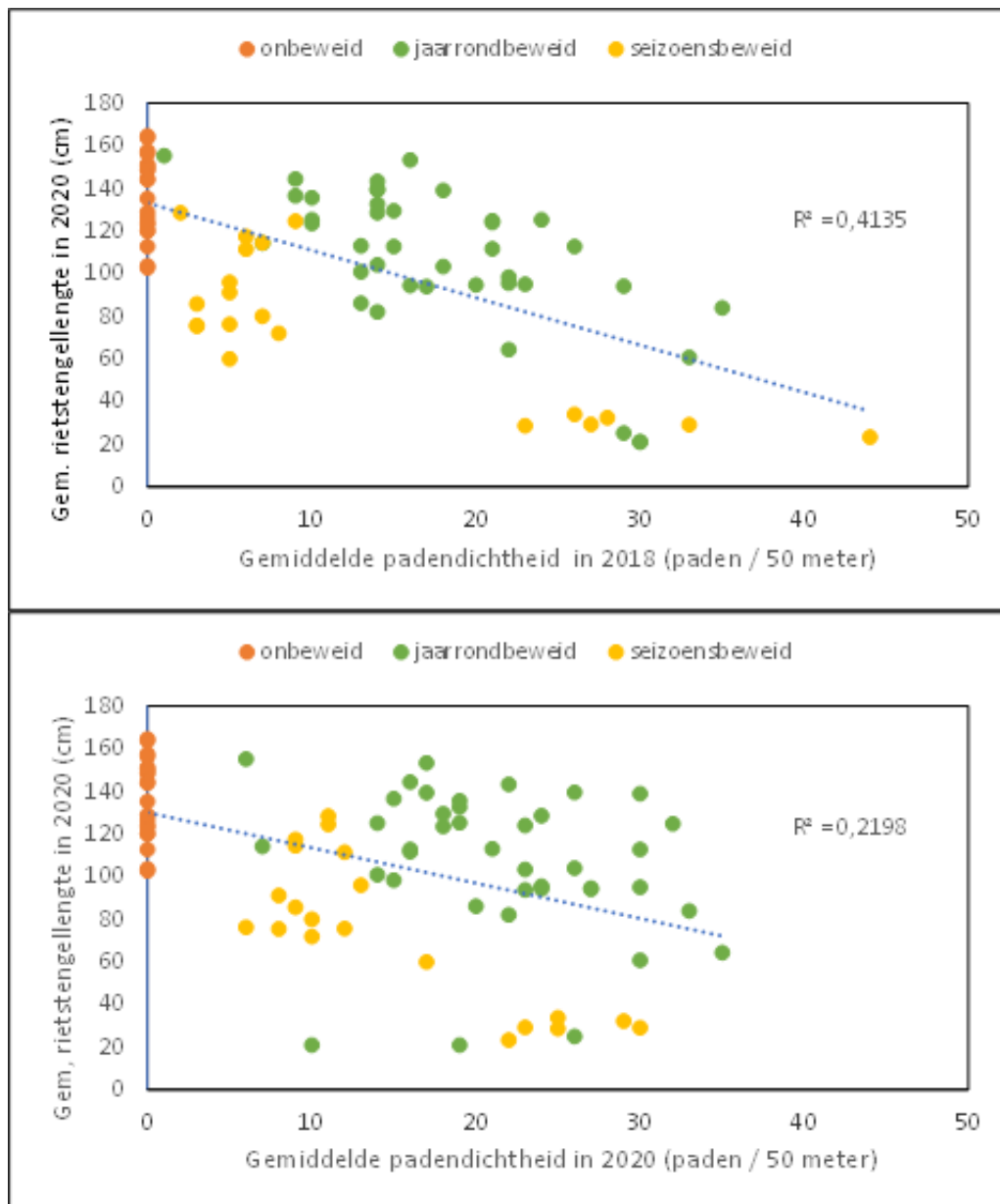
- Rietstengellengte (10 metingen binnen vijf meter van de deellocatie = totaal 50 metingen). Per rietstengel is aangegeven of deze al dan niet door vee was begraasd.
- Vegetatiehoogte met kunststof schijf en een meetstok (10 metingen binnen vijf meter van de deellocatie x 5 deellocaties = totaal 50 metingen).
- 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).

Resultaten

Wanneer de padendichtheid in 2018 wordt vervangen door die in 2020 wordt de negatieve relatie tussen padendichtheid en rietstengellengte opmerkelijk genoeg minder duidelijk (figuur 8.3 boven en onder). Dat geldt niet voor de seizoensbeweide platen, maar wel voor de jaarrond beweide platen. De meest voor de hand liggende verklaring voor het verschil tussen 2018 en 2020 is dat padendichtheid minder zegt over de huidige rietstengellengte dan over de rietstengellengte in de naaste toekomst.

Conclusies

Afgelopen jaar was de luchtfoto uit het voorjaar van 2020 nog niet beschikbaar en omdat de foto van 2019 van een mindere kwaliteit was, is toen bij de



Figuur 8.3. Gemiddelde rietstengellengte als functie van padendichtheid in 80 rietvakken van 50X50 meter (met 100% rietvegetatie) in rietvegetaties op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer in 2020. In de bovenste figuur is de padendichtheid uit 2018 gebruikt, in de onderste figuur die uit 2020.

“groundthruthing” voorlopig gebruik gemaakt van een luchtfoto uit 2018. Dit kan de resultaten beïnvloed hebben, zeker omdat bekend is dat de rietlengte in muizenraaien op de Schildhoek / Pampusplaat van 2018 naar 2020 aanzienlijk is afgenomen. Dit jaar is de analyse daarom herhaald met een luchtfoto uit 2020. Het resultaat daarvan was opmerkelijk.

In plaats van dat de negatieve relatie tussen padendichtheid en rietstengellengte duidelijker werd, werd deze minder duidelijk. Dat gold niet voor de seizoensbeweide platen, maar wel voor de jaarroudbeweide platen. De meest voor de hand liggende verklaring voor het verschil is dat padendichtheid minder zegt over de huidige rietstengellengte dan over

de rietstengellengte in de naaste toekomst.

Aanbevelingen

Het is aan te bevelen om alsnog een goede luchtfoto uit 2019 te bemachtigen en de analyse te herhalen met de padendichtheid in 2019.

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

De in 2020 uitgevoerde analyse over de verspreiding van broedvogels is overgedaan door het aantal klassen van bodemhoogte, padendichtheid en wilgenbe-

Tabel 8.1. Oude en nieuwe klassen indeling van bodemhoogte, padendichtheid en wilgendichtheid.

Oude indeling Bodemhoogte (in cm t.o.v. NAP)	Nieuwe indeling Bodemhoogte (in cm t.o.v. NAP)	Inundatiefrequentie
< -75		
-75 - -50	< -25	Bijna elke winter
-50 - -25		
-25 - 0	-25 - 0	regelmatig
0 - +25	> 0	Af en toe
> +25		

Oude indeling Padendichtheid (paden / 50 meter)	Nieuwe indeling Padendichtheid (paden / 50 meter)
0	
1-2	0-6 paden
3-6	
7-14	7-14 paden
15-30	
31-62	≥ 15 paden
≥ 63 paden	

Oude indeling Wilgendichtheid (%)	Nieuwe indeling Wilgendichtheid (%)
0	0
1-2	
3-6	1-6
7-14	
15-30	
31-62	≥ 7
≥ 63	

dekking te verkleinen. Sommige klassen waren bij nader inzien misschien toch wat klein. De nieuwe indeling van bodemhoogte is ook ecologisch meer verantwoord omdat daarbij onderscheid wordt gemaakt in plaatgronden die respectievelijk bijna elke winter, regelmatig en af en toe geïnundeerd raken (tabel 8.1).

Methode

In deze analyse beperken we ons tot de Natura2000-broedvogels van rietvegetaties op de platen (Snor, Rietzanger, Blauwborst en Bruine kiekendief). Roerdomp en Porseleinhoen zijn ook Natura 2000-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

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 (seizoensbeweidings / jaarrondbeweidings) zijn uiteindelijk niet in de analyse opgenomen om deze niet nodeloos ingewikkeld te maken.

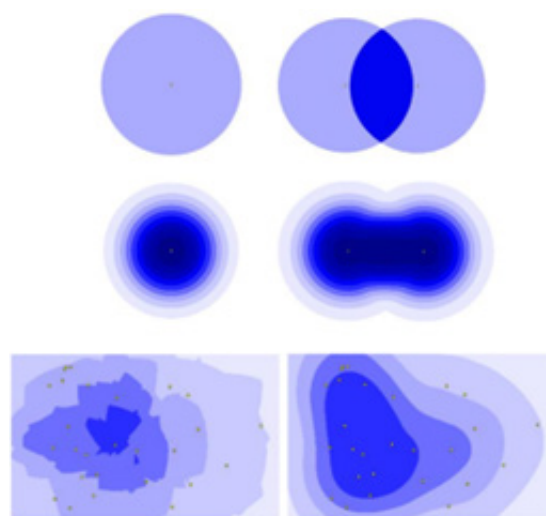
Kernel-density berekeningen

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.

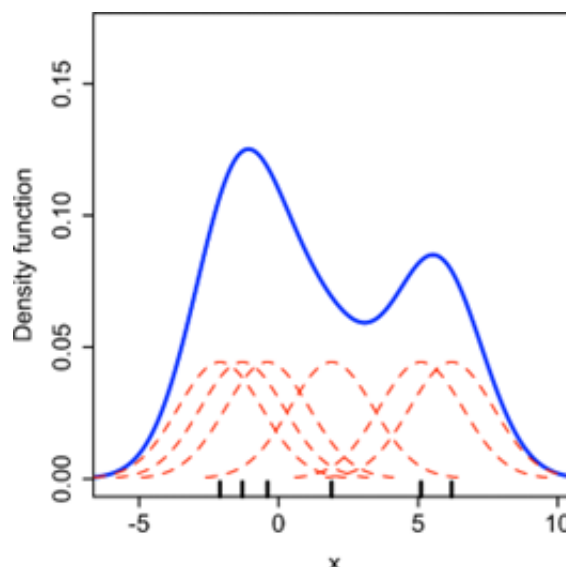
Dichtheidskaarten gebaseerd op natuurlijke eenheden geven veelal een meer natuurlijk beeld, maar zijn afhankelijk van de gekozen indeling. En misschien sluit die indeling wel helemaal niet of slecht aan bij de manier waarop de soort het landschap ervaart: ook dan is de resulterende dichtheidskaart weinig 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 8.4 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 8.5 laat zien: de zwarte strepen op de x-as vertegenwoordigen de waarnemingen, respectievelijk territoriaastippen, de rode stippe-

lijnen 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 8.4 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.



Figuur 8.4. 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 8.5. Voorbeeld van de bepaling van de kernel-density van zes stippen in één dimensie.

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).

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 evolutie-onaire 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 splitsingsregel veranderd) en een cross-over (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:

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

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.

Residuen-methode

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. Met behulp van deze me-

thode kan het effect van bodemhoogte op de mediane vogeldichtheid in beeld gebracht worden door deze eerst te corrigeren voor het effect van padendichtheid en wilgendichtheid. Per bodemhoogteklasse wordt hierbij de voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van broedvogels weergegeven. In 2020 is deze analyse bij gebrek aan tijd niet volledig uitgevoerd. Het aantal klassen van bodemhoogte, padendichtheid en wilgendichtheid is hierbij op dezelfde manier verkleind als hierboven (tabel 8.1).

Resultaten

Snor

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Zowel in 2007-2009 als 2017-2019 zijn de hoogste mediane dichtheden vastgesteld in rietvegetaties met weinig of geen paden (klasse 1) en zonder wilgen (klasse 1); bijlage 9). Dit komt overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model ontstaat een iets gecompliceerder beeld. In 2007-2009 wordt de hoogste mediane dichtheid bereikt in rietvegetaties met weinig of geen paden (klasse 1), in combinatie met een lage hoogte (< -25 cm NAP, klasse 1). In 2017-2019 is dat het geval in rietvegetaties met weinig of geen paden (klasse 1), geen wilgen (klasse 1) en een lage of intermediaire hoogte (< 0 cm NAP, klasse 1-2; bijlage 10). Ook dit komt overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

Residuen-methode

In 2007-2009 is de voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van de Snor het hoogst in de laagste hoogteklasse (< -25 cm NAP; klasse 1). In 2017-2019 is de Snor als gevolg van de toegenomen beweidingsdruk op de beweide platen sterk in aantal afgenomen ten opzichte van 2007-2009 is er geen duidelijk verschil meer tussen de verschillende hoogteklassen (bijlage 11).

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 1; < -0,25 meter NAP). Zolang de platen door maaiveld-daling niet verdwijnen kan de soort van vernatting profiteren. Bij een toenemende beweidingsdruk op de beweide platen zal de soort daar verder afnemen en teruggedrongen worden tot onbeweide platen en moerasontwikkelingsgebieden.

Rietzanger

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

De analyse blijft beperkt tot 2017-2019 omdat in 2007-2009 diverse proefgebieden niet jaarlijks op broedvogels zijn geteld. In 2017-2019 kwamen de hoogste mediane dichtheid voor bij een lage of intermediaire padendichtheid (klasse 1-2). Bij een hogere padendichtheid (klasse 3) en weinig of geen wilgen (klasse 1-2) is de dichtheid echter maar iets lager (bijlage 9). De soort heeft dus slechts een lichte voorkeur voor een lichte betreding. Uit de eerder uitgevoerde analyse kwam een wat duidelijker voorkeur voor een lichte betreding.

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model is de mediane dichtheid het hoogst in rietvegetaties op lage of intermediaire hoogte (< 0 cm NAP, klasse 1-2). Hierbinnen komt de soort vooral voor in delen met weinig of geen paden (klasse 1; bijlage 10). Dit beeld is wat duidelijker dan de eerder uitgevoerde analyse.

Residuen-methode

De voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van de Rietzanger in de periode 2017-2019 is het hoogst in rietvegetaties op intermediaire hoogte (tussen -25 cm en 0 cm NAP, klasse 2; bijlage 11). In de laagste hoogteklasse (< -25 cm NAP; klasse 1) is de waarde iets lager dan in de hoogste hoogteklasse (> 0 cm NAP; klasse 3). Deze hoogtevoorkeur wijkt wat af van de globaal optimale regressiebomen-analyse.

Conclusie

De Rietzanger is een soort van droog tot vochtig rietland. Uit de globaal optimale regressiebomen-analyse ontstaat het beeld dat de soort zijn maximumdichtheid bereikt bij een lage of intermediaire hoogte (< 0 cm NAP, klasse 1-2). Uit de residuen-methode blijkt echter een voorkeur voor een intermediaire hoogte (tussen -25 en 0 cm NAP, klasse 2).

Blauwborst

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

In 2007-2009 kwam de Blauwborst het meest algemeen voor in rietvegetaties met een intermediaire of hogere padendichtheid (klasse 2-3). Bij weinig of geen paden (klasse 1) is de dichtheid maar iets lager en zijn territoria vooral beperkt tot delen zonder

wilgen, waarschijnlijk vooral plaatranden met weinig begrazing (bijlage 9). Dit komt overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

In 2017-2019 kwamen de hoogste mediane dichtheden voor in rietvegetaties met een intermediaire of hogere wilgen- en padendichtheid (in beide gevallen klasse 2-3; bijlage 9). Overigens zijn dichtheidsverschillen relatief klein. De soort heeft dus een voorkeur voor een lichte tot matige betreding en enige wilgengroei. Uit deze analyse blijkt daarom een iets hogere tolerantie voor betreding dan de eerder uitgevoerde analyse.

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model ontstaat met name in de tweede periode een gecompliceerder beeld. In 2007-2009, toen de begrazingsdruk nog relatief laag was, kwamen de hoogste mediane dichtheden voor in rietvegetaties met een lage padendichtheid (klasse 1), geen wilgen (klasse 1) en op lage hoogte (hoogteklasse 1; < -0,25 meter NAP). Waarschijnlijk waren dit vooral randen van platen met weinig begrazing. Bij een intermediaire of hogere dichtheid van paden (klasse 2-3) was de dichtheid echter maar iets lager. Deze uitkomst komt globaal overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

In 2017-2019, toen de begrazingsdruk flink was toegenomen, werden de hoogste mediane dichtheden vastgesteld in rietvegetaties met een intermediaire of hogere paden- en wilgendichtheid (in beide gevallen klasse 2-3). Omdat wilgenopslag beperkt is tot plaatdelen boven -0,50 meter NAP, betekent dit ook een voorkeur voor iets hogere plaatdelen. Een iets lagere dichtheid is vastgesteld bij een lage padendichtheid (klasse 1) in combinatie met een lage hoogte (hoogteklasse 1; < -0,25 meter NAP; bijlage 10). Deze uitkomst komt globaal overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

Residuen-methode

De voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van de Blauwborst in de periode 2007-2009 is het hoogst in de laagste hoogteklasse (hoogteklasse 1; < -0,25 meter NAP en neemt af met toenemende hoogte; bijlage 11). In 2017-2019 wordt de hoogste voorspelde dichtheid min waargenomen dichtheid waargenomen op intermediaire hoogte (tussen -25 en 0 cm NAP).

Conclusie

De Blauwborst is een broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, waar de soort vooral op de bodem zijn voedsel vindt. Op lagere plaatdelen komt de Blauwborst vooral voor in onbe-

weide tot zeer licht beweidde rietvegetaties, waar de soort met name foerageert op de oeverwal, die deels begroeid is met laat in het seizoen opschietende ruigtekruiden. Op hogere plaatdelen komt de soort vooral voor op intensiever beweidde rietvegetaties. De soort profiteert hier van het padennetwerk van grote grazers, doordat ook hier op de bodem kan worden gefoerageerd.

Bruine kiekendief

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Zowel in 2007-2009 als in 2017-2019 kwam de Bruine kiekendief bijna alleen tot broeden in rietvegetaties met weinig of geen paden (klasse 1) en geen wilgen (klasse 1; bijlage 9). Deze uitkomst komt overeen met de eerder uitgevoerde analyse.

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklasse

Bij toevoeging van hoogteklasse in het model verandert er niet veel aan de uitkomst. In 2007-2009 broedden Bruine kiekendieven vooral in rietvegetaties met weinig of geen paden (klasse 1) en wilgen (klasse 1-2), terwijl de dichtheid op hogere plaatdelen (klasse 3, > 0 cm NAP) maar iets hoger is dan op lagere plaatdelen (klasse 1-2; < 0 cm NAP; bijlage 10).

Residuen-methode

De voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van de Bruine kiekendief blijkt weinig te verschillen tussen de hoogteklassen (bijlage 11). Hieruit blijkt geen duidelijke voorkeur voor een bepaalde hoogteklasse.

Conclusie

De Bruine kiekendief gebruikt rietvegetaties zowel om te broeden als te foerageren. De nesten zijn gevoelig voor predatie door grondpredatoren (met name Vos: Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster & Kleefstra in prep.). Bruine kiekendieven mijden 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 de soort is gevoelig voor natuurlijke successie (verbossing van rietvegetaties).

Overkoepelende conclusies en aanbevelingen uit de analyse

De analyse is beperkt tot de Natura2000-broedvogels van rietvegetaties op de platen: Snor, Rietzanger, Blauwborst en Bruine kiekendief.

De residu-methode laat duidelijk zien wat het ef-

fect is van maaiveldhoogte op de beweidde zuidelijke platen op de dichtheid van rietbroedvogels, nadat deze dichtheid is gecorrigeerd voor het effect van padendichtheid en wilgendichtheid. Het valt te overwegen om de methode ook toe te passen voor padendichtheid en wilgendichtheid.

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

De verspreiding van foeragerende roofvogels is op dezelfde manier opnieuw geanalyseerd als voor rietbroedvogels.

Methode

De verspreiding van foeragerende roofvogels is gedigitaliseerd vanaf 2015. Een vergelijking van de verspreiding van roofvogels in 2008 en 2018 is daarom 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, de meest talrijk foeragerende roofvogels in rietvegetaties.

Resultaten

Bruine kiekendief

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Bruine kiekendieven blijken in de periode 2016-2020 vooral te foerageren in rietvegetaties zonder wilgen (wilgenklasse 1). Daarbinnen foerageren ze bij voorkeur bij weinig of geen paden (padenklasse 1) (bijlage 12).

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklaas

Bij toevoeging van hoogteklaas in het model blijken Bruine kiekendieven nog steeds vooral te foerageren bij weinig of geen paden (klasse 1). Daarbinnen foerageren ze vooral in delen zonder wilgen (klasse 1) en op de lagere plaatdelen (hoogteklaas 1; < -25 cm NAP; bijlage 13).

Residuen-methode

De voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van de foeragerende Bruine kiekendieven is het hoogst in de laagste hoogteklaas (klasse 1; < -25 cm NAP; bijlage 14). Waarschijnlijk zijn dit vooral vogels die langs de oeverzone foerageren.

Conclusie

De Bruine kiekendief is een soort die aan het begin van het broedseizoen (maart-mei) vooral op vogels jaagt (veelal jonge vogels) maar vanaf begin juni, als er jongen gevoerd moeten worden en de voedselbehoefte toeneemt, 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 (hoogteklaas 1; < -25 cm 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 door Edelherten (Beemster *et al.* 2020).

Blauwe kiekendief

Globaal optimale regressiebomen-analyse met variabelen padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse

Blauwe kiekendieven blijken vooral te foerageren in gebieden met weinig of geen wilgen (klasse 1-2; bijlage 12).

Globaal optimale regressiebomen-analyse met aanvullend variabele hoogteklaas

Bij toevoeging van hoogteklaas in het model verandert er nagenoeg niets aan de uitkomst. Blauwe kiekendieven blijken nog steeds vooral te foerageren in gebieden met weinig wilgen (klasse 1-2). Hoogteklaas komt in het model niet naar voren als een belangrijke factor (bijlage 13).

Residuen-methode

De voorspelde dichtheid min de waargenomen dichtheid van foeragerende Blauwe kiekendieven is het hoogst in de hoogste hoogteklaas (klasse 3; > 0 cm NAP) en neemt af met afnemende hoogte (bijlage 14). Bij deze analyse laten Blauwe kiekendieven dus een voorkeur zien om te foerageren op de hoogste delen van de platen. Dit resultaat wijkt af van het resultaat uit de globaal optimale regressiebomen-analyse.

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). De residu-analyse laat een voorkeur voor hogere plaatdelen zien, hetgeen overeen komt met Beemster & Vulink 2013, maar verschilt van de uitkomst uit de globaal optimale regressiebomen-analyse.

Overkoepelende conclusies en aanbevelingen uit de analyse

De residu-methode laat duidelijk zien wat het effect is van bodemhoogte op de plaat op de dichtheid van foeragerende roofvogels, nadat deze dichtheid is gecorrigeerd voor het effect van padendichtheid en wilgendichtheid. Het valt te overwegen om de methode ook toe te passen voor padendichtheid en wilgendichtheid.

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. Deze werkzaamheden passen in een uitbreiding van de dataset van roofvogels terug in de tijd.

9. Integratie II: Langjarige veranderingen in de verspreiding van broedvogels op het onbeweide deel van de Sennerplaat

Nico Beemster, Romke Kleefstra & Christian Kampichler

Voor het onbeweide deel van proefgebied Sennerplaat is een lange reeks broedvogelgegevens beschikbaar. Sinds het begin van de jaren 1990 bestaat het proefgebied uit rietvegetatie en een klein oppervlak wilgenstruweel. Voor het deel dat ook in 2017 nog bestond uit rietland is voor de periode 1995-2021 onderzocht of de ontwikkeling van de broedvogelbevolking in diverse hoogteklassen van elkaar verschilt. Centrale vraag hierbij is of de broedvogelbevolking in rietvegetaties die jaarlijks één of meerdere keren geïnundeerd raken (bodemhoogte AHN3 < -25 cm NAP) zich anders ontwikkelt dan die in rietvegetaties die af en toe (bodemhoogte AHN3 tussen -25 en 0 NAP), respectievelijk bijna nooit geïnundeerd raken (bodemhoogte AHN3 > 0 cm NAP). Door de analyse voor een onbeweide plaat uit te voeren hoeft geen rekening te worden gehouden met het effect van beweiding. De analyse is uitgevoerd voor Blauwborst, Snor, Rietzanger, Sprinkhaanzanger, Kleine karekiet, Baardman en Rietgors.

Methode

Vergelijking van het lokale aantalsverloop met de landelijke trend

Voor deze analyse werden de aantallen rietvogels van 1995 t/m 2019 (het meest actuele jaar waarvoor een landelijke index beschikbaar is) op de Sennerplaat omgerekend naar een index. Deze index werd voor het jaar 2002 (alle soorten werden in dit jaar geteld en hadden > 0 territoria) op 100 gezet. Vervolgens werd voor de lokale en de landelijke trendindex (ook deze voor het jaar 2002 op 100 gezet) een lineaire regressie toegepast. De hellingen van deze regressies kunnen worden vergeleken met een t-toets. De t-waarde wordt berekend als:

$$t = \frac{b_1 - b_2}{\sqrt{(s_{b1}^2 + s_{b2}^2)}}$$

met $n_1 + n_2 - 4$ vrijheidsgraden, waar b_1 en b_2 zijn de hellingen van de regressielijnen, s_{b1}^2 en s_{b2}^2 zijn de varianties van de schattingen van de hellingen en n_1 en n_2 zijn de aantal jaren met gegevens.

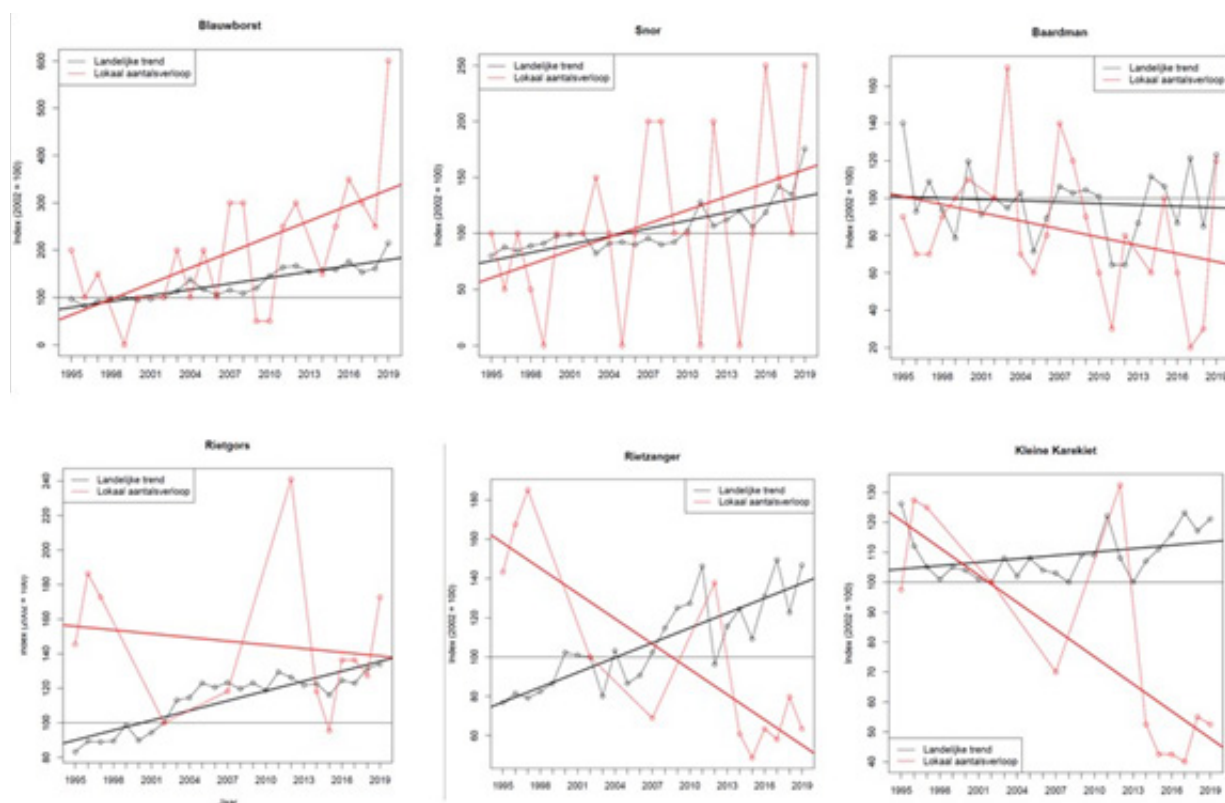
Effect van het maximum waterpeil in de winter op de dichtheid van rietbroedvogels in het daaropvolgende voorjaar

Om het verband tussen twee tijdreeksen te analyseren kan een kruiscorrelatie worden toegepast. Op deze manier wordt niet alleen de correlatie tussen het maximale waterstand en de dichtheid op dezelfde tijdstip (of precies, het waterstand in de winter en de dichtheid in de daarop volgende broedseizoen) getoetst, maar ook de effecten na zogenoemde time-lags, dus één, twee, drie of meer jaren na een bepaalde waterstand. Hiervoor werd de functie ccf uit het R-pakket stats gebruikt (R Core Team 2021). De analyse is in eerste instantie uitgevoerd voor de periode 1995-2021. Naderhand is de analyse ook uitgevoerd voor een kortere periode (2002-2021) om een eventueel waarnemer-effect te kunnen verminderen. In 1995-1997 is de monitoring door drie verschillende waarnemers uitgevoerd, in latere jaren is zo veel mogelijk door dezelfde waarnemer geteld.

Resultaten

Vergelijking van het lokale aantalsverloop met de landelijke trend

De lokale trend van rietvogels in het onbeweide deel van de Sennerplaat lijkt, verrassend genoeg, weinig op de landelijke trend (figuur 9.1, tabel 9.1). Alleen de lokale trend van de Blauwborst is significant gecorreleerd met de landelijke trend; Op de Sennerplaat neemt de soort nog iets sneller toe dan landelijk. Dat geldt ook voor de Snor, maar de correlatie is niet significant doordat de toename op de Sennerplaat in eerste instantie geleidelijk was en pas in 2021 sprake was van een explosieve groei. Misschien dat waarnemer-effecten hierbij een rol spelen (med. Willem van Manen, Sovon, teller in 1997 en 2021). Voor de Baardman is de trend zowel landelijk als lokaal negatief, de trend op de Sennerplaat is echter veel negatiever dan landelijk. Voor Rietgors, Rietzanger, Kleine karekiet en Sprinkhaanzanger is de landelijke trend meer of minder positief, terwijl de trend op de Sennerplaat negatief is.



Figuur 9.1. Vergelijking van de lokale broedvogeltrend van Blauwborst, Snor, Baardman, Rietgors, Rietzanger en Kleine karekiet in de periode 1995-2019 in het onbeweide deel van proefgebied Sennerplaat met de landelijke trend.

Tabel 9.1. Vergelijking van de lokale trend van rietbroedvogels in het onbeweide deel van de Sennerplaat vergeleken met de landelijke trend in de periode 1995-2019.

Soort	Helling trend		t	df	p
	landelijk	lokaal			
Blauwborst	4,20	11,02	-2,13	43	0,02
Snor	2,39	4,03	-0,81	44	0,21
Baardman	-0,25	-1,46	1,09	44	0,86
Rietgors	1,90	-0,72	1,84	33	0,96
Rietzanger	2,52	-4,29	6,85	33	1,00
Kleine Karekiet	0,38	-3,04	4,16	33	1,00
Sprinkhaanzanger	4,90	-6,72	5,55	33	1,00

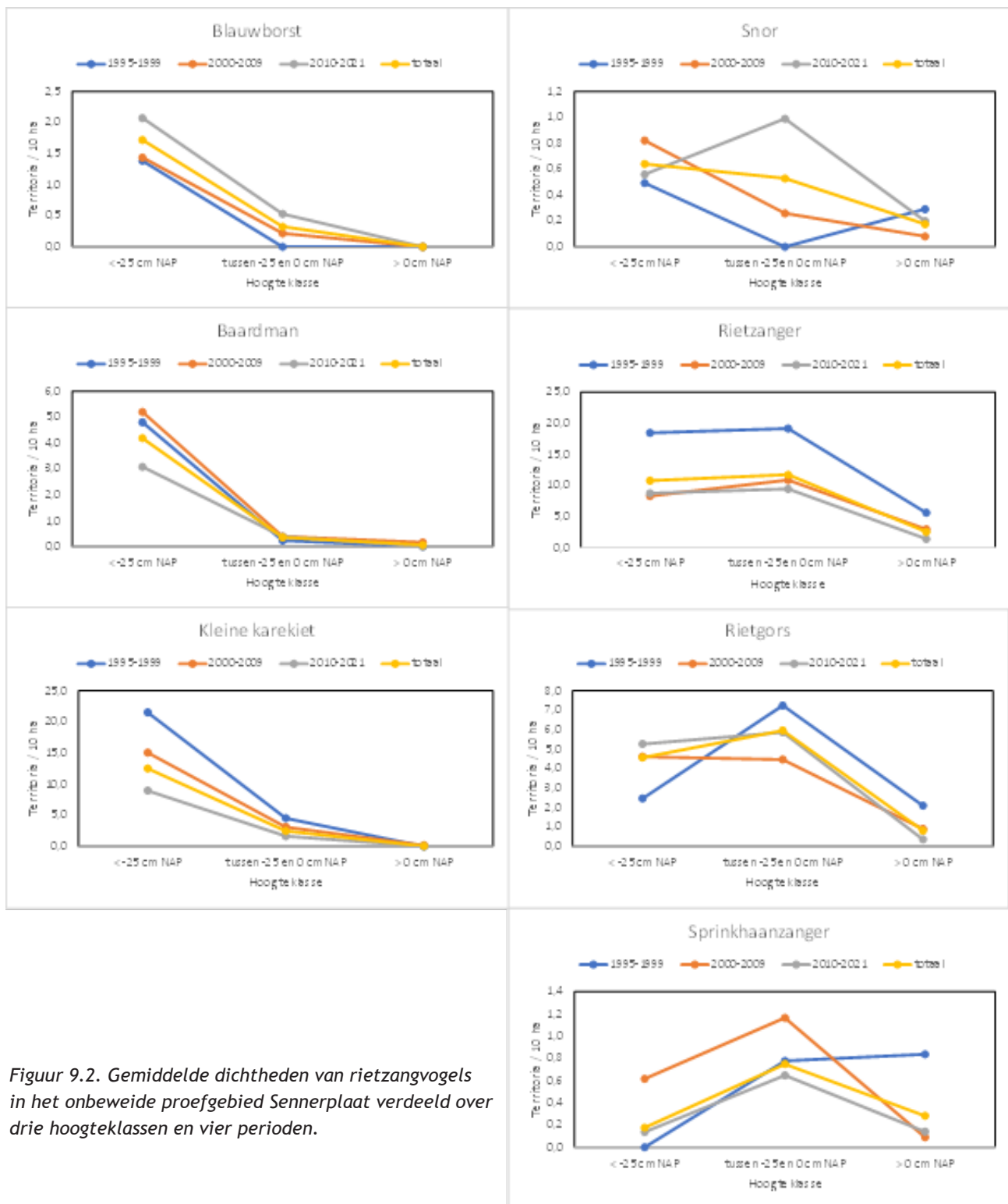
Hoogtevoorkeur

Rietzangvogels laten een verschillende hoogtevoorkeur in het onbeweide proefgebied Sennerplaat zien. Aan de ene kant zijn er Blauwborst, Baardman en Kleine karekiet (figuur 9.2). Deze soorten hebben een duidelijke voorkeur voor het laagste deel van de plaat. De Kleine karekiet broedt vooral in het oeverriet van de plaat, de Blauwborst vooral in de verruigde oeverwal kort achter het oeverriet en de Baardman op relatief korte afstand achter de oeverwal. De laatste soort maakt hiervandaan foerageervluchten naar het oeverriet, waar dansmuggen - de belangrijkste prooi - zich concentreren (Beemster et al. 1999). Van deze soorten is de Kleine karekiet om onduidelijke redenen sterk afgenomen in de periode 1995-2021 (figuur 9.2).

Aan de andere kant zijn er Snor, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger, soorten die over het algemeen geen voorkeur laten zien voor de laagste hoogteklasse. Alleen voor de Snor was dat in de jaren 1990 het geval; in de jaren daarna is de soort ook algemener geworden in hoogteklasse 2 (tussen -25 en 0 cm NAP). De andere soorten laten een voorkeur zien voor hoogteklassen 1 en 2 (Rietzanger) of hoogteklasse 2 (Rietgors en Sprinkhaanzanger).

Effect van het maximum waterpeil in de winter op de dichtheid van rietbroedvogels in het daaropvolgende voorjaar

Het maximum waterpeil in de winter lijkt niet of nauwelijks effect te hebben op het aantal rietvogels in het daaropvolgende voorjaar (tabel 9.2). Dat geldt



Figuur 9.2. Gemiddelde dichtheden van rietzangvogels in het onbeweide proefgebied Sennerplaat verdeeld over drie hoogteklassen en vier perioden.

ook voor de analyse met een time-lag (niet afgebeeld). Het aantal gevonden significante correlaties is zo klein en blijft per soort beperkt tot maximaal één hoogteklasse, zodat waarschijnlijk enkel sprake is van toevallige verbanden. De conclusie is daarom dat er geen relatie is tussen het maximale waterpeil in de winter en het aantal broedparen van de genoemde soorten rietvogels in het daaropvolgende voorjaar.

Conclusies

Van de geselecteerde soorten rietvogels is alleen de trend van de Blauwborst op het onbeweide deel van de Sennerplaat significant gecorreleerd met de landelijke trend. De lokale trend van andere soorten rietvogels lijkt weinig op de landelijke trend. De toename van de Snor (de meeste 'natte' soort) en de afname van Rietgors, Rietzanger en Sprinkhaanzanger (over het algemeen 'drogere' soorten) wijst op een vernatting van het onbeweide platengebied. Mogelijk

Tabel 9.2. Significantie van de jaarlijkse afwijking van de gemiddelde trend van zeven soorten rietvogels in drie hoogteklassen in proefgebied Sennerplaat met het maximale waterpeil in de voorgaande winter in de periode 1995-2021 en de periode 2002-2021.

Soort	Hoogteklasse	Periode 1995-2021	Periode 2002-2021
Blauwborst	<-25 cm NAP	NS	NS
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	NS
Snor	<-25 cm NAP	P=0,19	NS
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	NS
Baardman	<-25 cm NAP	NS	NS
	-25 < x <0 cm NAP	P<0,05	P<0,05
	>0 cm NAP	NS	NS
Rietgors	<-25 cm NAP	NS	NS
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	P=0,06
Rietzanger	<-25 cm NAP	NS	NS
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	NS
Kleine karekiet	<-25 cm NAP	NS	P<0,05
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	NS
Sprinkhaanzanger	<-25 cm NAP	NS	NS
	-25 < x <0 cm NAP	NS	NS
	>0 cm NAP	NS	NS



Foto 8. Voorafgaand aan het voorjaar van 2021 maaide Staatsbosbeheer enkele delen van het natte rietland op de Middelpaalt. Grauwe Ganzen begraasden vervolgens het opkomende, jonge riet, waarmee het rietland een zeer open karakter kreeg en onder meer broedvogels als Kievit, Steltkluut en Tureluur zich vestigden. Foto: Romke Kleefstra, 1 juli 2021.

is in de loop der jaren sprake geweest van een verminderde oppervlakkige afvloeiing van water onder invloed van een verdichtende rietbegroeiing en een toename van de hoeveelheid strooisel. De afname van de Kleine karekiet, vooral voorkomend in het oeverriet langs de rand van de plaat is opmerkelijk en niet verwacht. Op het oog is het oeverriet in de loop der jaren weinig veranderd. Het afwijkend hoge aantal territoria van zowel Kleine karekiet, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger in met name 2012 duidt mogelijk op een variabele inventarisatie-inspanning of een waarnemer-effect.

Rietzangvogels laten een verschillende hoogte-

voorkeur op de onbeweide plaat zien. Blauwborst, Baardman en Kleine karekiet hebben een duidelijke voorkeur voor het laagste deel van de plaat, Snor, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger laten een voorkeur zien voor hogere plaatdelen. Voor de Snor was dat alleen in de jaren na 2000 het geval.

Het ontbreken van een relatie tussen het maximale waterpeil in de winter en het aantal broedparen van rietvogels in het daaropvolgende voorjaar lijkt er op te wijzen dat een winterinundatie geen direct effect heeft op het voedselaanbod in het broedseizoen. Misschien is de tijdsduur van de maximale inundatie te kortdurend.

10. Synthese

Wout Bijkerk, Nico Beemster, Romke Kleefstra en Julia Stahl

In dit hoofdstuk worden de conclusies uit de afzonderlijke hoofdstukken op hoofdlijnen weergegeven. In een synthese tabel (figuur 10.1) wordt het beslisschema uit de Hand aan de Kraan systematiek (zie figuur 2.5) toegepast voor rietbroedvogels en foeragerende roofvogels waarbij specifiek aandacht uitgaat naar de reactie op een toename van de inundatie in rietvegetaties. Diepe bodemdaling heeft via effecten op de maaiveldhoogte invloed op inundatiepatronen. Inundatiepatronen worden via de oppervlaktewaterstanden echter ook beïnvloed door weersomstandigheden en peilbeheer, en via begrazing door erosie van plaatranden en bodem compactie. De integrale beoordeling van de gebiedseffecten op Natura 2000-soorten neemt daarom ook andere factoren in beschouwing. We sluiten het hoofdstuk af met enkele aanbevelingen voor toekomstige monitoring en analyses.

10.1. Conclusies - samengevat per onderdeel van de effectketen

Maaiveldhoogte

- Het merendeel van de meetlocaties laat een maaiveldddaling zien.
- Op locaties waar de metingen zijn gestart voor 2019 bedraagt de dalingssnelheid gemiddeld 2,9 mm/jaar.
- Op locaties waar de hoogtemetingen pas zijn gestart in 2019 is de vastgestelde dalingssnelheid beduidend hoger door de grote invloed van de droge zomers van 2018 t/m 2020 die hebben geleid tot krimp van de bovenste bodemlaag.
- De gevonden relatie tussen de gemodelleerde diepe bodemdalingssnelheid en maaiveldverandering is zwak.
- Naast diepe bodemdaling bepalen ook andere factoren in grote mate de maaiveldddaling zoals krimp, klink, compactie van de bodem (o.a. door begrazing) en lokaal stapeling van organische stof of oppervlakkige afspoeling van neerslag en oppervlaktewater bij spuien na verhoogde waterstanden.

Hydrologie

- Na de relatief droge zomers van 2018 t/m 2020 was de zomer van 2021 vrij normaal zodat de grondwaterstanden minder diep en langdurig uitzakten dan in de voorgaande drie jaren.
- Ondanks het verhogen van het oppervlaktewaterpeil in de zomers van 2018 t/m 2020 zakte de

grondwaterstand in die zomers langdurig diep weg.

- In het late voorjaar van 2021 waren er pieken in de oppervlaktewaterstand die hebben geleid tot inundatie van de lager gelegen plaatdelen.
- Dergelijke pieken, die doorgaans vooral in de winterperiode voorkomen, hebben een ordegrootte van tientallen centimeters boven het streefpeil. Dat is veel meer dan de gemodelleerde bodemdaling.
- Het grondwaterstandsverloop wordt vooral bepaald door neerslag en verdamping.
- Een effect van maaiveldddaling (als lineaire trend) op de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld kon niet worden aangetoond.
- Verwacht werd dat maaiveldddaling zou leiden tot vernatting maar door de drogere zomers is hiervan geen sprake.

Vegetatieveranderingen

Vanuit de permanente kwadraten duiden de veranderingen in soortensamenstelling op:

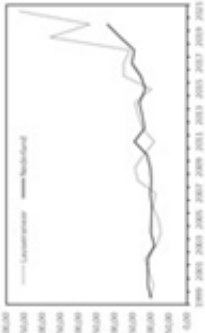
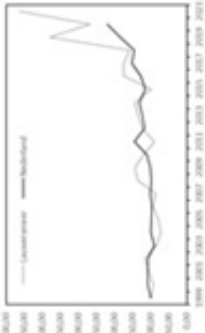
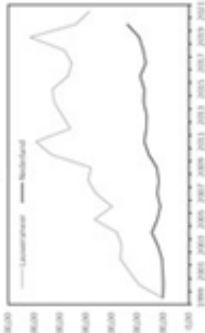
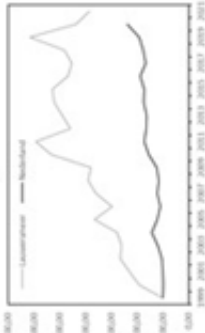
- Lichte mate van verdroging, vooral op de noordelijke, zandige, platen.
- Voortschrijdende ontzilting vooral op de Bantswal
- Geen verandering in zuurgraad op de meeste locaties. Waar dat wel het geval is betreft het doorgaans een lichte verzuring.
- Afname van riet in jaarrond beweide terreindelen
- Een toename van struikbedekking in enkele pq's

Uit de structuurkartering blijkt:

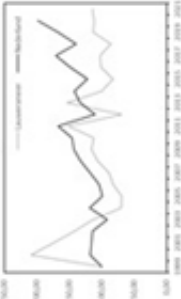
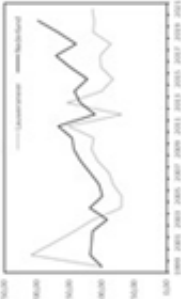
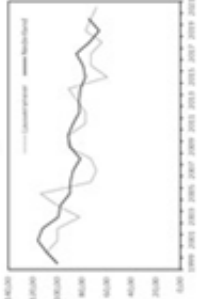
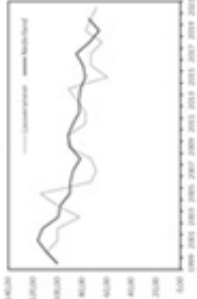
- Een toename van struweel door verdichting van de struikbedekking of uitbreiding van struiken. Dit zowel in onbeweide terreinen als in beweide terreinen.
- Een mogelijke toename van ruigtkruiden in rietland zodat structuur- (en soorten)arm rietland overgaat in ruigtkruidenrijk rietland.
- Waterriet vrijwel beperkt te zijn tot de terreinen waar sprake is van een gestuurd waterpeil.

Natura 2000 doelen voor vogels

- Van de 13 Natura 2000 broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer.
- De analyses over het monitoringjaar 2021 gaan in detail in op de afwijking van de lokale van landelijke trends voor rietvogels als Bruine Kiekendief, Snor, Rietzanger en Blauwborst (figuur 10.1).
- In vrijwel alle gevallen hebben deze afwijkingen direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel)

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; prefereert onbeweid rietland met geen of weinig opslag van wilgen	➤ bij toename begrazingsdruk op beweidde platen afname en terugdringing tot onbeweidde 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 halfopen, 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 mozaïek 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 10.1. 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.

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 rietvelden door de beweiding.
Bruine Kiekendief 	negatief 	negatief; broedpopulatie onder instandhoudingsdoel 	kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren; mist daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden; foerageert later in het broedseizoen vooral op muizen; foerageert op de lagere pladdelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag	➤ komt door toenemende versnippering van rietvegetaties op beweidde platen 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 grondpredatoren, dit is gunstig voor de broedfunctie ➤ inundatie van de platen heeft negatief effect op het aanbod van woelmuisen; 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 (struweel 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 slaapplek; foerageert buiten broedseizoen vooral op muizen; foerageert bij voorkeur in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag op middelhoge pladdelen	➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien ➤ toename wilgenopslag is ongunstig ➤ negatief effect van inundatie op het aanbod van woelmuisen en daarmee op de foerageerfunctie	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie

Figuur 10.1. vervolg

te maken met (begrazings)beheer.

Voor de foerageerfunctie van het gebied voor roofvogels geldt:

- Bruine kiekendieven foerageren vooral in licht geïragmenteerde rietvegetaties zonder wilgenopslag op de lagere plaatdelen (hoogteklasse 1; < - 25 cm NAP).
- De Blauwe kiekendief is de talrijkste overwinterende muizenetende roofvogel op het centrale platengebied van het Lauwersmeer, en laat een voorkeur voor hogere plaatdelen zien.

Vanuit het onderzoek op de zuidelijke beweidde platen (hoofdstuk 8):

- Rietvogels laten een verschillende hoogtevoorkeur zien op de zuidelijke beweidde platen, die soms afwijkt van die op de onbeweidde Sennerplaat.
- De Snor laat een voorkeur zien voor het laagste deel van de plaat omdat alleen hier relatief ongeïragmenteerde rietvegetaties resteren.
- De Rietzanger komt zowel op lage als iets hogere plaatdelen voor. Dit is vergelijkbaar met de onbeweidde Sennerplaat.
- De Blauwborst komt zowel op lage als hoge beweidde plaatdelen voor. Het voorkomen op hoge plaatdelen is afwijkend van de onbeweidde situatie.
- De Bruine kiekendief is door voortgaande fragmentatie van rietvegetaties verdwenen als broedvogel van de beweidde platen.

Vanuit het onderzoek gericht op een zuidelijke plaat zonder beweiding (Sennerplaat, hoofdstuk 9):

- Rietzangvogels laten een verschillende hoogtevoorkeur op de zuidelijke onbeweidde plaat zien.
- Blauwborst, Baardman en Kleine karekiet hebben een duidelijke voorkeur voor het laagste deel van de plaat.
- Snor, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger komen ook op iets hogere plaatdelen voor.
- Het ontbreken van een relatie tussen het maximale waterpeil in de winter en het aantal broedparen van rietzangvogels in het daaropvolgende voorjaar lijkt er op te wijzen dat een winterinundatie geen direct effect heeft op het voedselaanbod voor de soorten in het broedseizoen.

Resumerende conclusies met betrekking tot inundatie en habitatkwaliteit als proxy voor draagkracht

- Er is sprake van maaiveldddaling en die wordt maar ten dele bepaald door diepe bodemdaling
- De maaiveldddaling leidt niet tot vernatting (hogere grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld)
- De ordegrrootte van de maaiveldddaling is gering ten opzichte van die van de pieken in oppervlaktewaterstand die leiden tot inundatie van lagere platen en plaatdelen
- In diverse gebieden is sprake van voortschrijdende verstruiking, zowel in overwegend grazige

terreindelen als in de door landriet gedomineerde terreindelen

- Rietbedekking neemt veelal af, behalve in exclusures;
- Fragmentatie van landriet neem toe door de begrazing;
- Aantalsontwikkelingen van rietvogels in het Lauwersmeer die afwijken van de landelijke ontwikkelingen zijn in eerste instantie direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) gerelateerd aan het (begrazings)beheer;
- Figuur 10.1 duidt de veranderingen per rietvogelsoort in relatie tot proxy's voor draagkracht.

10.2. Aanbevelingen

Op basis van alleen onze maaiveldhoogtemetingen, met de beperkte nauwkeurigheid, en de gemodelleerde diepe bodemdaling is het aandeel van de diepe bodemdaling door gaswinning op de totale maaiveldverandering niet aan te geven. Mogelijk zou hier op basis van InSAR metingen aan verharde oppervlakten en de bodemdalingsmetingen door de NAM meer inzicht in kunnen worden verkregen.

De luchtfoto's uit het voorjaar 2020 en 2021 bleken weinig geschikt voor een interpretatie van structuur binnen de rietlanden. Door transectkarteringen in 2022 kan beter inzichtelijk worden gemaakt in hoe verre daadwerkelijk sprake is van verruiging van het rietland met vochtig – natte ruigtekruiden.

De verdeling van maaiveldhoogte heeft niet alleen indirect, via hydrologie en vegetatie, maar ook direct invloed op de geschiktheid van het leefgebied van broedvogels. Hiervoor gebruiken we de AHN als maat. De via AHN vastgestelde maaiveldhoogtes kunnen echter nogal afwijken van de werkelijke hoogtes, zeker in hoog opgaande vegetaties. Via de hoogtemetingen bij de pq's kan de discrepantie deels worden vastgesteld. Maar het aantal meetpunten in rietvegetaties is beperkt. Daarom is het raadzaam hier extra hoogtemetingen te verrichten om vervolgens voor de verschillende structuurtypen tot een gemiddelde correctie op het AHN te komen.

Een cruciale schakel in de effectketen is een beter begrip van de effecten van diepe bodemdaling via maaiveldhoogte op de inundatiekansen. Er is veel behoefte om een simpel model te maken van inundatiekansen op basis van oppervlaktewaterstanden en een (gecorrigeerd) hoogtemodel (zie ook Kleefstra *et al.* 2019, pag. 28) om vervolgens te kunnen inschatten hoe inundatiekansen veranderen met en zonder diepe bodemdaling. Hiervoor kan een maaiveld

veldhoogtemodel met een gerichte aanpassing op de AHN als basis worden gebruikt voor inschatting op de overschrijdingskans van oppervlaktewaterstand boven het maaiveld, oftewel de kans op inundatie. Hierbij kan ook een indicatie worden verkregen van het effect van maaiveld daling op deze inundatiekansen (en de bijdrage van diepe bodemdaling hierin).

Terwijl in de effectketenbenadering voor rietzangvogels de relatie met het voedsel (ongewervelden) slechts via de proxy van de vegetatie kan worden gelegd is het voor de relatie tussen roofvogels en hun prooi (muizen) mogelijk de voedselkant in beeld te brengen. Omdat de gevonden relaties tussen muizenaanbod en vegetatiestructuur op de seizoensbeide platen (met eventueel enige aanvullende jaar-rondbeweiding) niet zonder meer vertaald kunnen worden naar de zuidelijke, jaar rond beweide platen is een aanvullende muizencensus op deze platen wenselijk. 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 tijdens de maandelijkse tellingen op kaart ingetekend. 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. De zeggingskracht

van de analyses zal hierdoor sterk toenemen. Ook de lange reeks muizenvangsten op het hoge deel van de Schildhoek (1983-2001) 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.

De opzet van de monitoring geeft in onze ogen geen aanleiding voor wijzigingen, het is juist een zeer gedegen en volledig monitoringprogramma. Op basis van ons langjarig onderzoek naar (onderdelen van) de effectketen stellen we voor om gebaseerd op de rapportage over monitoringjaar 2021 en de adviezen van de auditcommissie in de loop van 2022 een strategisch plan te ontwerpen voor toekomstige analyses. De mogelijkheid om via de modellering van ruimtelijk gedetailleerde dichtheidskaarten van rietvogels een steeds betere link te leggen tussen het lokale voorkomen van Natura 2000-soorten en omgevingsparameters (vegetatiestructuur, soortsaanstelling van de vegetatie, veranderingen van plaatranden, plaatselijke hydrologische omstandigheden) hebben we zowel in de analyses over monitoringjaar 2021 als ook over 2020 reeds goed kunnen toepassen. Hier liggen veel mogelijkheden om met name de link met inundatiepatronen in het gebied verder te onderzoeken, eventueel ook met geavanceerde statistische methodieken zoals die voor de MLV winning worden toegepast (zie Duijns *et al.* 2022). De invloed van verschillende factoren in het gebied op inundatiepatronen en daarmee op de verandering van de draagkracht van het gebied voor rietvogels dient in het centrum van de aandacht te staan.



Foto 9: De Blikplaat tijdens het broedvogels inventariseren op de vroege ochtend van 20 april 2021. Foto: Romke Kleefstra.

Literatuur

- VON ASMUTH J.R., MAAS K. & KNOTTERS M. 2005. Handleiding Menyanthes versie 1.6. Kiwa projectnr. 305547050, KIWA water research, Nieuwegein.
- 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., DROST H.J. & VAN EERDEN M.R. 1989. Evaluatie van het beheer in het natuurgebied van het Lauwersmeer in de periode 1982-87. Flevovericht 303. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- BEEMSTER N. & DIJKSTRA C. 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. 1995. Broedvogels van het Lauwersmeergebied in de periode 1990-1994. Werkdocument 1995-18Lio. Rijkswaterstaat, Lelystad.
- BEEMSTER N. & VAN RIJN S. 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., VAN DIJK A.J., VAN TURNHOUT C. & HAGEMELJER W. 1999. Het voorkomen van moerasvogels in relatie tot moeraskarakteristieken in Nederland. Een verkenning aan de hand van het Baardmannetje. Sovon-onderzoeksrapport 1999/13. Sovon (Vogelonderzoek Nederland), Beek-Ubbergen.
- BEEMSTER N. & MULDER J. 2002. De vossenproblematiek rond het Lauwersmeer, een verkenning. A&W-rapport 332, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- BEEMSTER N., VAN DER HUT R.M.G., KOKS B. & TRIERWEILER C. 2011. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen. Pilotonderzoek in 2010. A&W-rapport 1581. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- BEEMSTER N., KOKS B., VAN DER HUT R. & POSTMA M. 2012a. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen in 2011. A&W-rapport 1701. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- BEEMSTER N., DE RODER F.E., HOEKEMA F. & VAN DER HUT R.M.G. 2012b. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2005-2011 met een overzicht van langjarige ontwikkelingen. A&W-rapport 1702. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- BEEMSTER N. & VULINK J.T. 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., BAKKER R., BEEMSTER N., BIJKERK W., DE BOER P., ENS B., KAMPICHLER C., STAHL J. 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.
- BEEMSTER N. 2019a. Box 2: Detailanalyse van de foerageerfunctie van het gebied voor Grauwe kiekendieven. *In*: 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 / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / 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. & WIERSMA P. 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., SIKKEMA M. & ATTEMA S. 2020. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2019. A&W-rapport 3279. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- BEEMSTER N. & VAN DER ZEE E. 2021. H7 Muizen en muizenetende roofvogels. *In*: KLEEFSTRA R., BEEMSTER N., BIJKERK W., BAKKER R., BUIJS R., DE BOER P., BEKKEMA M., KAMPICHLER C., KOK I., VAN DE ZEE E. & STAHL J. 2021. Analyse van de effecten van bodemdaling door gaswinning op hydro-

- logie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2021. Sovon-rapport 2020/27 / A&W-rapport 20-261. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- BEEMSTER N. & KLEEFSTRA R. *in prep.* Langjarige effecten van predatie op de ontwikkeling van de broedvogelbevolking in Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 20-479. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- BEHEERENHEID LAUWERSMEER, WAD & HOGELAND 2021. Begrazingsbeheer in het Lauwersmeer. Staatsbosbeheer, De Rug 1/A, Lauwersoog.
- BIJKERK W., BAKKER R. & BUIJS R. 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., BAKKER R. & BUIJS R. 2013. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Verslag monitoringsperiode 2007 t/m 2012. A&W-rapport 1885. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- BIJKERK W., BAKKER R. & BUIJS R. 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. 2022. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2021. De Takkeling 30 (1): 5-44.
- 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.
- COOPS H. & BIJKERK W. 2021. Evaluatie oevervegetatie 2021. Rapportnr. Scirpus 210201. Scirpus Ecologisch advies, Ingen.
- 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., BEEMSTER N., ZIJLSTRA M., DAAN S. & VAN EERDEN M. 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevovericht 303, Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- DIJKSTRA C. & ZIJLSTRA M. 1997. Reproduction of the Marsh harrier Circus aeruginosus in recent land reclamations in the Netherlands. Ardea 85: 37-50.
- DUIJNS S., TROOST K., VAN WINDEN E., SCHEKKERMAN H., RAPPOLDT K., NIENHUIS J. & FOLMER E.O. 2022. Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag - rapportage tot en met monitoringjaar 2021. Sovon-rapport 2022/30. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- GROEN K.P. 1991. Geschiedenis van het zoutonderzoek in Nederland. Flevovericht, 321, Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- GRUBINGER T., ZEILEIS A. & PFEIFFER K.P. 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/>.
- HOLTAND 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.
- LEHSTEN D., VON ASMUTH J.R. & KLEYER M. 2011. Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. Wetlands 31(3):511-520.
- KLEEFSTRA R., BAKKER R., BEEMSTER N., BIJKERK W., P. DE BOER P., ENS B., KAMPICHLER C. & STAHL J. 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, Feanwâlden.
- 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.
- KLEEFSTRA R., BEEMSTER N., BIJKERK W., BAKKER R., BUIJS R., DE BOER P., BEKKEMA M., KAMPICHLER C., KOK I., VAN DE ZEE E. & STAHL J. 2021. Analyse van de effecten van bodemdaling door gaswinning op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2020. Sovon-rapport 2020 / 27 / A&W-rapport 20-261. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- NAM 2007. Winning Waddengas vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Monitoringsprogramma 2007 – 2012. NAM documentnr. EP20070101533. NAM, Assen.
- NAM 2020. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Resultaten uitvoering meet- en regelcyclus 2019. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- NAM 2020. Bodemdaling door aardgaswinning in Groningen, Friesland en het noorden van Drenthe.

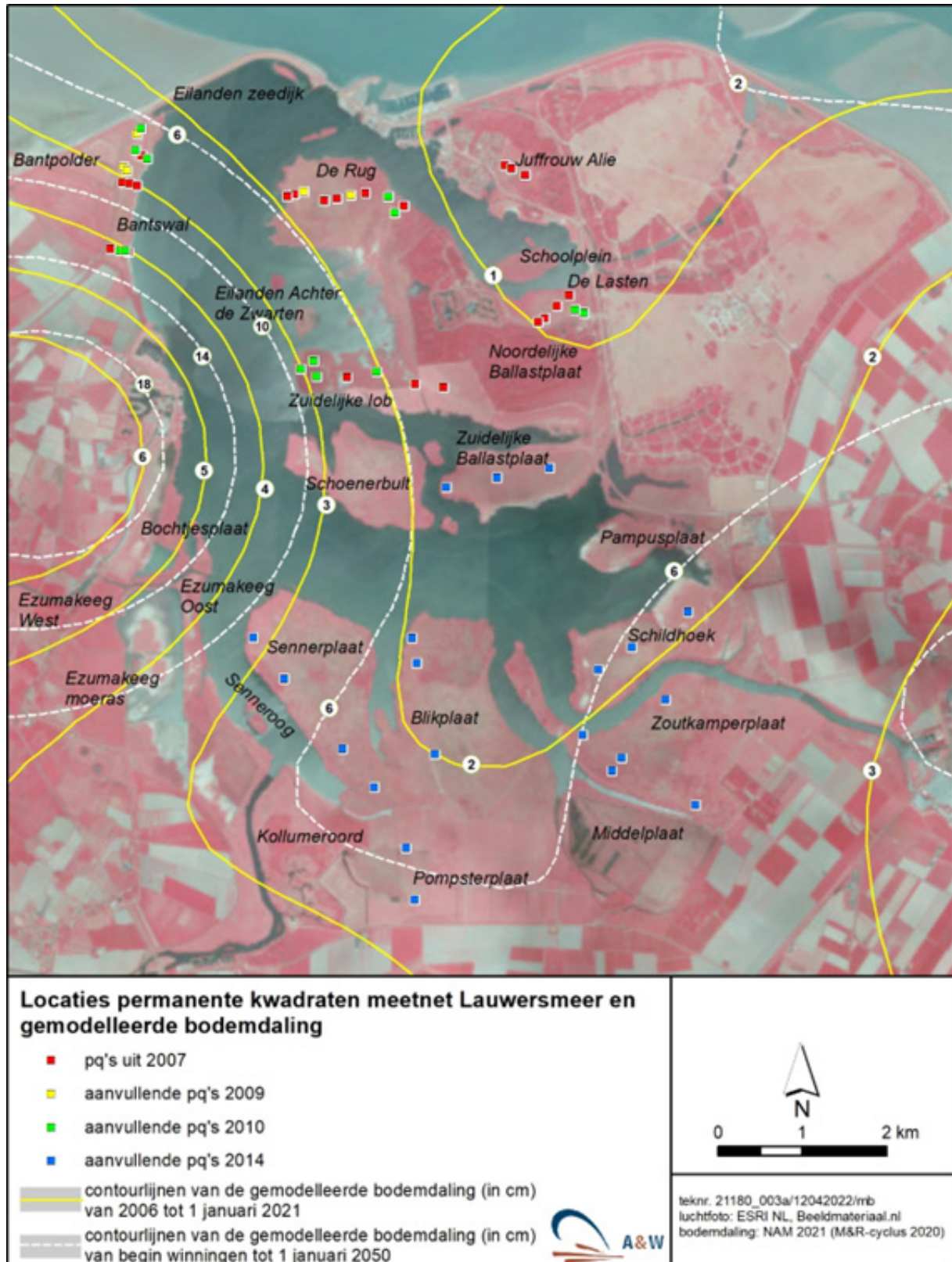
- Status rapport 2020 en Prognose tot het jaar 2080. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- R CORE TEAM 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- R CORE TEAM 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- VAN DE RIJT C.W.C.J. & ESSELINK P. 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.
- 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.
- VAN DER VEEN K., BIJKERK W. & BRONGERS M. 2005. De Vegetatie van de Lauwersmeer in 2004. A&W-rapport 572. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden
- WIJNHOFEN S., VAN DER VELDE G., LEUVEN R.S.E.W. & SMITS A.J.M. 2005. Flooding ecology of voles, mice and shrews: importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica* 50 (4): 453-472.
- WIJNHOFEN S., VAN DER VELDE G., LEUVEN R.S.E.W. & SMITS A.J.M. 2006. Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals. *Hydrobiologica* 565: 135-152.
- WYMENGA E., LATOUR J., BEEMSTER N., BOS D., BOSMA N., HAVERKAMP J., HENDRIKS R., ROERINK G.J., KASPER G.J., ROELSMA J., SCHOLTEN S., WIERSMA P. & VAN DER ZEE E. 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.
- Wymenga E., Beemster N., Bos D., Bekkema M., van der Zee E. 2022. Recurring outbreaks of common vole (*Microtus arvalis*) in grasslands in the low-lying parts of the Netherlands. *Lutra* 64 (2): 81-102.

Bijlagen

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

	pgnr	2008	2012	2019	2020	2021
Bantswal	BW1N	0,35	0,34			
	BW1Z	0,30	0,31			
	BW2N	0,16	0,14	0,17	0,12	0,07
	BW2Z	0,17	0,15	0,16	0,14	0,10
	BW3N	-0,43	-0,44			
	BW3Z	-0,44	-0,44			
	BW4N	-0,03	-0,02	-0,05	-0,06	-0,08
	BW4Z	-0,04	-0,04	-0,06	-0,09	-0,11
	BW5N	-0,20	-0,21	-0,22	-0,22	-0,26
	BW5Z	-0,27	-0,28	-0,26	-0,29	-0,30
	BW6N		-0,52	-0,41	-0,58	
	BW6Z		-0,52	-0,45	-0,56	-0,58
	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	-0,74
	BW10Z		-0,71	-0,79	-0,76	-0,74
	BW11N		0,06	0,03	0,05	0,03
	BW11Z		0,04	0,01	0,03	0,00
	BW12N		0,21	0,18	0,20	0,17
	BW12Z		0,22	0,16	0,21	0,17
	BW13N		-0,11	-0,09	-0,10	-0,15
	BW13Z		-0,11	-0,11	-0,12	-0,16
	BW14N		-0,46	-0,42	-0,47	-0,45
	BW14Z		-0,43	-0,41	-0,45	-0,48
	BW15N		-0,08	-0,13	-0,15	-0,20
	BW15Z		-0,14	-0,16	-0,19	-0,23
	BW16N		-0,53	-0,55	-0,60	-0,64
	BW16Z		-0,56	-0,55	-0,60	-0,63
	BW17N		0,39	0,34	0,37	0,37
	BW17Z		0,24	0,17	0,20	0,19
	BW18N		0,08	0,11	0,08	0,08
	BW18Z		0,11	0,13	0,10	0,10
	BW19N			1,70	1,68	1,64
	BW19Z			1,81	1,79	1,75
	BW20N			-0,42	-0,49	-0,50
	BW20Z			-0,43	-0,49	-0,48
Juf. Aile	JA1O	-0,46	-0,48	-0,48	-0,44	-0,48
	JA1W	-0,45	-0,48	-0,46	-0,43	-0,44
	JA2O	-0,41	-0,44	-0,43	-0,37	-0,41
	JA2W	-0,42	-0,46	-0,44	-0,37	-0,44
	JA3N	-0,43	-0,43	-0,42	-0,42	-0,43
	JA3Z	-0,42	-0,43	-0,41	-0,41	-0,41
De Lasten	LA1O	-0,33	-0,34	-0,40	-0,34	-0,39
	LA1W	-0,33	-0,33	-0,40	-0,35	-0,35
	LA2O	-0,39	-0,39	-0,45	-0,39	-0,38
	LA2W	-0,38	-0,39	-0,46	-0,41	-0,38
	LA3O	-0,68	-0,71	-0,72	-0,66	-0,68
	LA3W	-0,66	-0,64	-0,70	-0,67	-0,66
	LA4O	-0,35	-0,36	-0,40	-0,35	-0,38
	LA4W	-0,35	-0,35	-0,40	-0,35	-0,39
	LA5O		-0,41	-0,43	-0,39	-0,41
	LA5W		-0,41	-0,42	-0,38	-0,42
	LA6O		-0,39	-0,44	-0,40	-0,42
	LA6W		-0,39	-0,44	-0,37	-0,43
De Rug	RU1N	-0,38	-0,34	-0,38	-0,37	-0,38
	RU1Z	-0,39	-0,37	-0,38	-0,41	-0,40
	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	0,10
	RU3Z	0,12	0,16	0,16	0,13	0,12
	RU4N	0,06	0,09	0,08	0,08	0,00
	RU4Z	0,05	0,10	0,08	0,06	0,00
	RU5N	-0,26	-0,25	-0,29	-0,27	-0,29
	RU5Z	-0,27	-0,24	-0,28	-0,27	-0,30
	RU6N	-0,38	-0,32	-0,32	-0,34	-0,35
	RU6Z	-0,37	-0,31	-0,27	-0,27	-0,32
	RU7N		0,22	0,20	0,17	0,18
	RU7Z		0,22	0,19	0,16	0,16
	RU8N		-0,11	-0,15	-0,14	-0,17
	RU8Z		-0,11	-0,16	-0,14	-0,18
	RU9O		-0,36	-0,32	-0,35	-0,38
	RU9W		-0,35	-0,32	-0,36	-0,37
	RU10N		-0,36	-0,40	-0,44	-0,43
	RU10Z		-0,33	-0,38	-0,41	-0,44
Zuidelijke ob	ZL1N	-0,42	-0,46	-0,42	-0,46	-0,51
	ZL1Z	-0,42	-0,47	-0,44	-0,48	-0,52
	ZL2N	-0,72	-0,69	-0,72	-0,73	-0,75
	ZL2Z	-0,66	-0,66	-0,65	-0,65	-0,72
	ZL3N	-0,66	-0,70			
	ZL3Z	-0,64	-0,70			
	ZL4N	-0,76	-0,78	-0,72	-0,75	-0,75
	ZL4Z	-0,76	-0,77	-0,69	-0,75	-0,74
	ZL5N	-0,44	-0,45			
	ZL5Z	-0,45	-0,46			
	ZL6N		-0,72	-0,70	-0,71	-0,73
	ZL6Z		-0,67	-0,65	-0,65	-0,68
	ZL7N		-0,44	-0,47	-0,49	-0,56
	ZL7Z		-0,43	-0,43	-0,46	-0,54
	ZL8N		-0,44	-0,43	-0,49	-0,53
	ZL8Z		-0,44	-0,43	-0,48	-0,51
	ZL9N		-0,45	-0,43	-0,45	-0,53
	ZL9Z		-0,42	-0,43	-0,44	-0,53
Zuid. Balaast- plaat	ZB1			-0,08		-0,06
	ZB2			-0,17		-0,18
	ZB3			-0,10		-0,18
Schild- hoek	SH1			-0,42	-0,44	-0,48
	SH2			-0,12	-0,16	-0,19
	SH3			-0,31	-0,23	-0,33
Zoukamper- plaat	ZP1			-0,49	-0,49	-0,54
	ZP2			-0,02	-0,04	-0,08
	ZP3			0,20	0,19	0,22
	ZP4			-0,56	-0,54	-0,57
	ZP5			-0,04	-0,05	-0,05
Blik- plaat	BP1			-0,36	-0,36	-0,39
	BP2			-0,48	-0,50	-0,55
	BP3			-0,71	-0,70	-0,77
Semmerplaat	SP1			0,00		-0,04
	SP2			-0,38	-0,41	-0,43
	SP3			-0,76	-0,75	-0,73
	SP4			-0,55	-0,51	-0,53
	SP5			-0,15	-0,15	-0,16
	SP6			-0,64	-0,67	-0,65

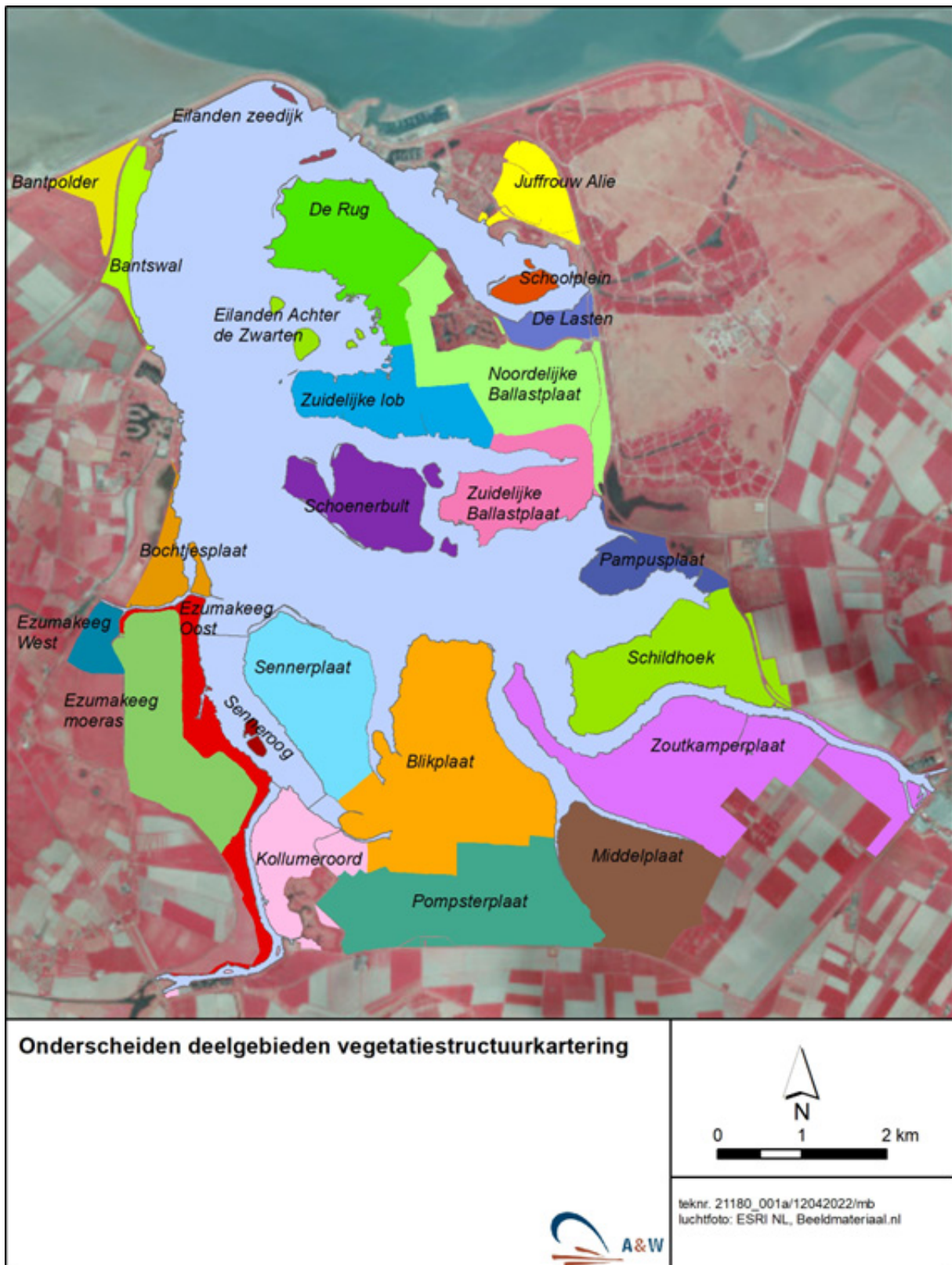
Bijlage 2. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling



Bijlage 3. Vegetatieopnames 2021

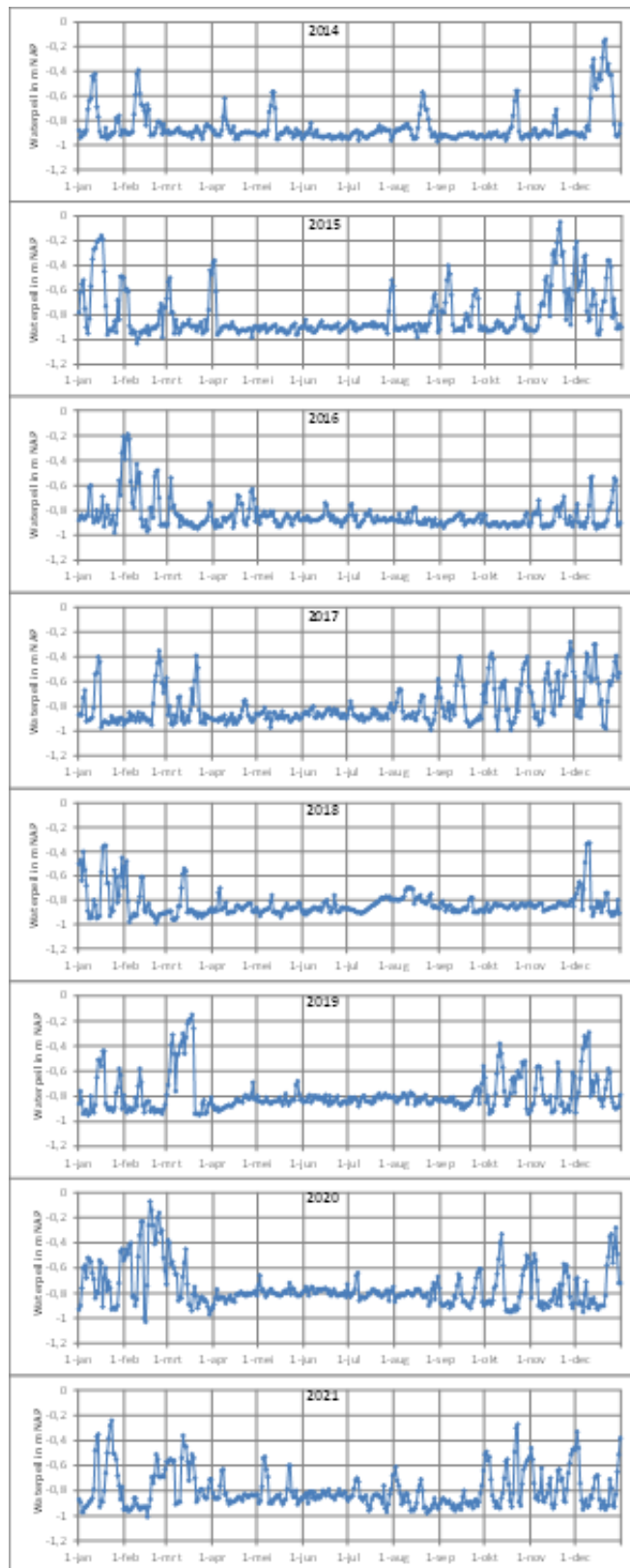
Digitale bijlage 'Bijlage 3_Vegetatieopnamen2021.pdf'

Bijlage 4. Deelgebieden Vegetatiestructuurkartering



Bijlage 5. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2021

Waterpeilverloop in de boezem van het Lauwersmeer in 2014-2021. Locatie R.J. Cleveringsluizen, Lauwersoog. Weergegeven is het maximum waterpeil per dag, gebaseerd op metingen om het kwartier.



Bijlage 6. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2021

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. Cleveringsluizen, Lauwersoog.

Teldag	Waterpeil op de teldag (in m NAP)	Maximum waterpeil in periode vanaf 1 juli tot aan de teldag (in m NAP)
18-1-2021	-0,80	-0,28
14-2-2021	-0,93	-0,24
15-3-2021	-0,57	-0,24
19-4-2021	-0,85	-0,24
17-5-2021	-0,88	-0,24
14-6-2021	-0,80	-0,24
12-7-2021	-0,85	-0,70
16-8-2021	-0,90	-0,61
13-9-2021	-0,92	-0,61
11-10-2021	-0,94	-0,49
22-11-2021	-0,70	-0,27
20-12-2021	-0,88	-0,27

Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2021

Overzicht van het totaal aantal gevangen muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2021. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.4.

Muizenraai	Vangsten totaal 2021							totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bosspits	Waterspits	Dwergspits	Bosmuis	Dwergmuis	
Pampusplaat 1	0	4	0	0	0	0	3	7
Pampusplaat 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schildhoek 1	1	2	6	0	1	0	26	36
Schildhoek 2	12	13	4	0	2	0	1	32
Z. Ballastplaat 1	13	21	0	0	0	0	0	34
Z. Ballastplaat 2	0	5	3	0	0	0	5	13
Zuidelijke Lob 1	0	1	2	0	0	0	1	4
Zuidelijke Lob 2	0	2	0	0	0	0	0	2
Rug 1	0	10	1	0	0	6	2	19
Rug 2	0	6	0	0	0	11	2	19
Totaal	26	64	16	0	3	17	40	166

Overzicht van het aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2021. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.4.

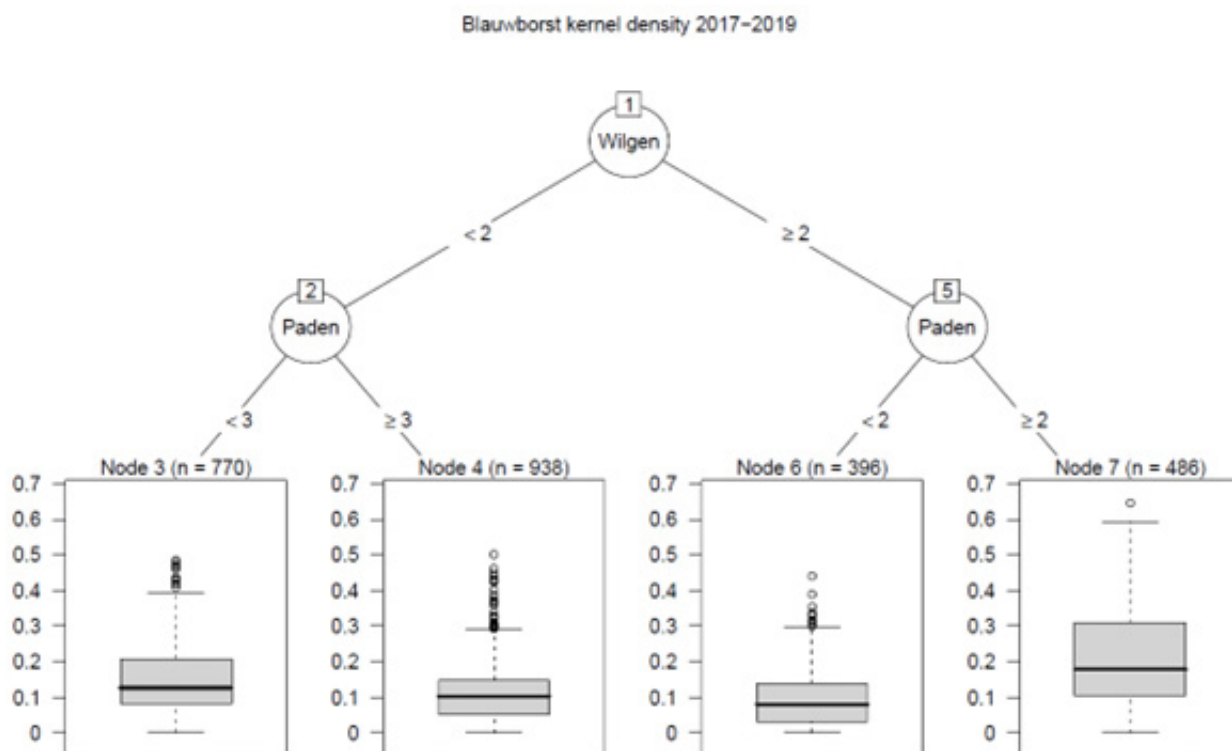
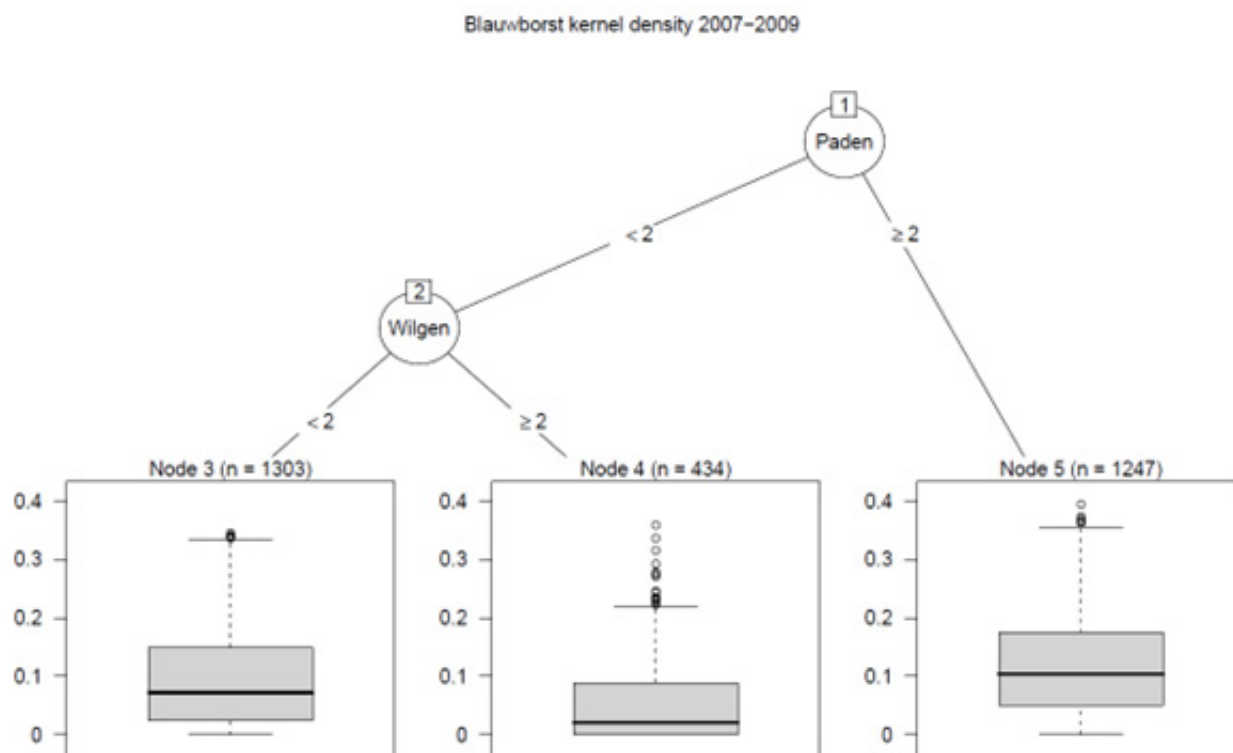
Muizenraai	Individuele vangsten 2021			Individuele muizenindex 2021		
	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal
Pampusplaat 1	0	4	4	0,0	6,7	6,7
Pampusplaat 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 1	1	2	3	1,7	3,3	5,0
Schildhoek 2	12	13	25	20,0	21,7	41,7
Z. Ballastplaat 1	13	21	34	21,7	35,0	56,7
Z. Ballastplaat 2	0	5	5	0,0	8,3	8,3
Zuidelijke lob 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Zuidelijke lob 2	0	2	2	0,0	3,3	3,3
Rug 1	0	10	10	0,0	16,7	16,7
Rug 2	0	6	6	0,0	10,0	10,0
Eindtotaal	26	63	89	4,3	10,5	14,8

Bijlage 8. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2021

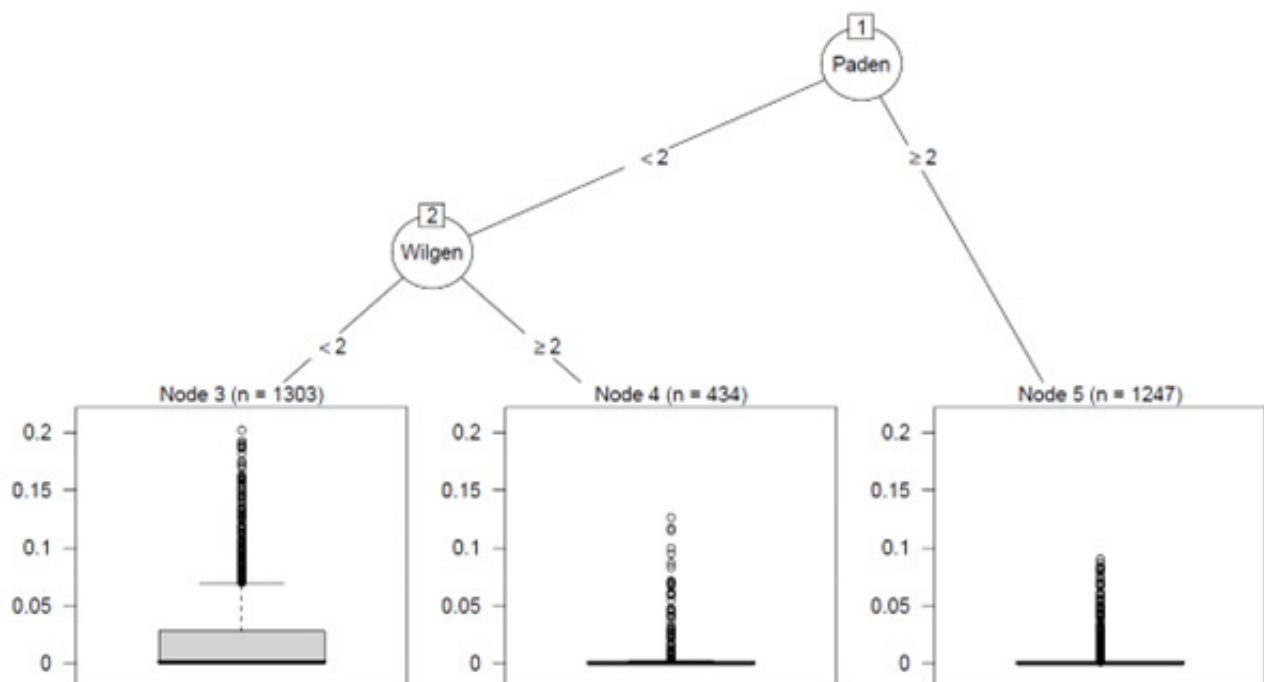
Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in muizenraaien in oktober 2020.

Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	riethoogte (cm)
Ppl. 1	25	87	0	45
Ppl. 2	20	85	0	45
SH 1	45	91	6	104
SH 2	83	96	1	131
ZBP 1	64	90	65	75
ZBP 2	57	84	53	67
Zlob 1	31	88	27	45
Zlob 2	36	86	18	51
Rug 1	37	54	11	44
Rug 2	34	39	16	51

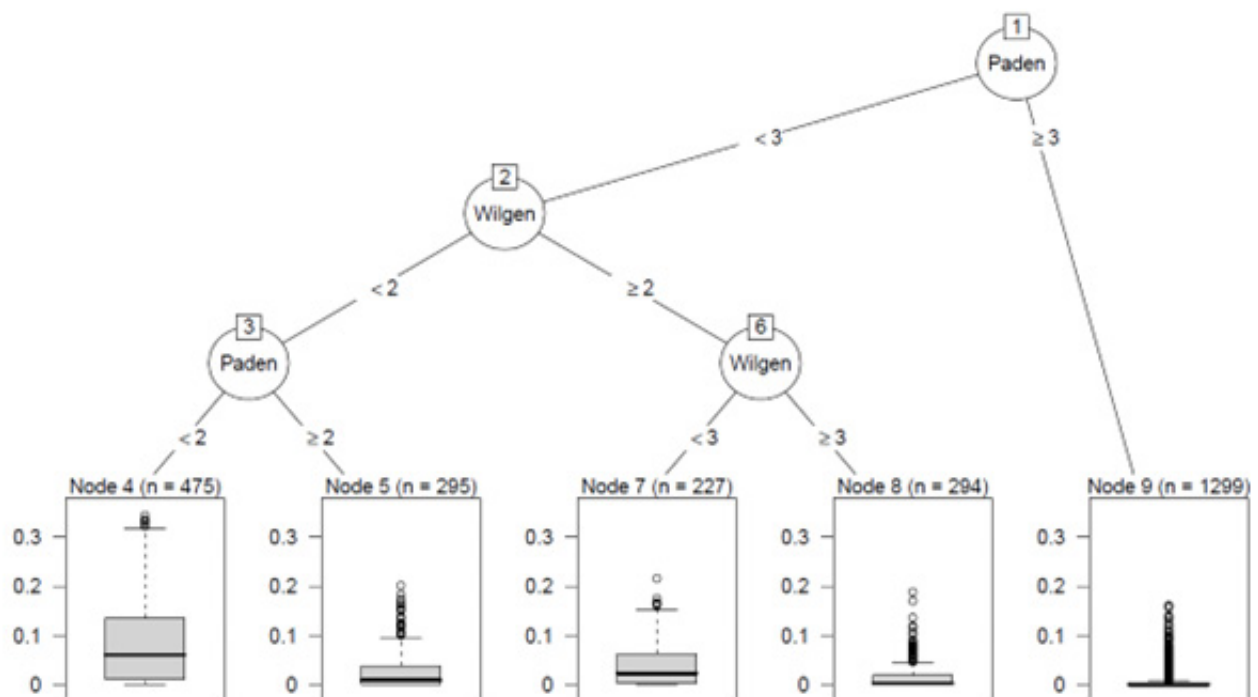
Bijlage 9. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse



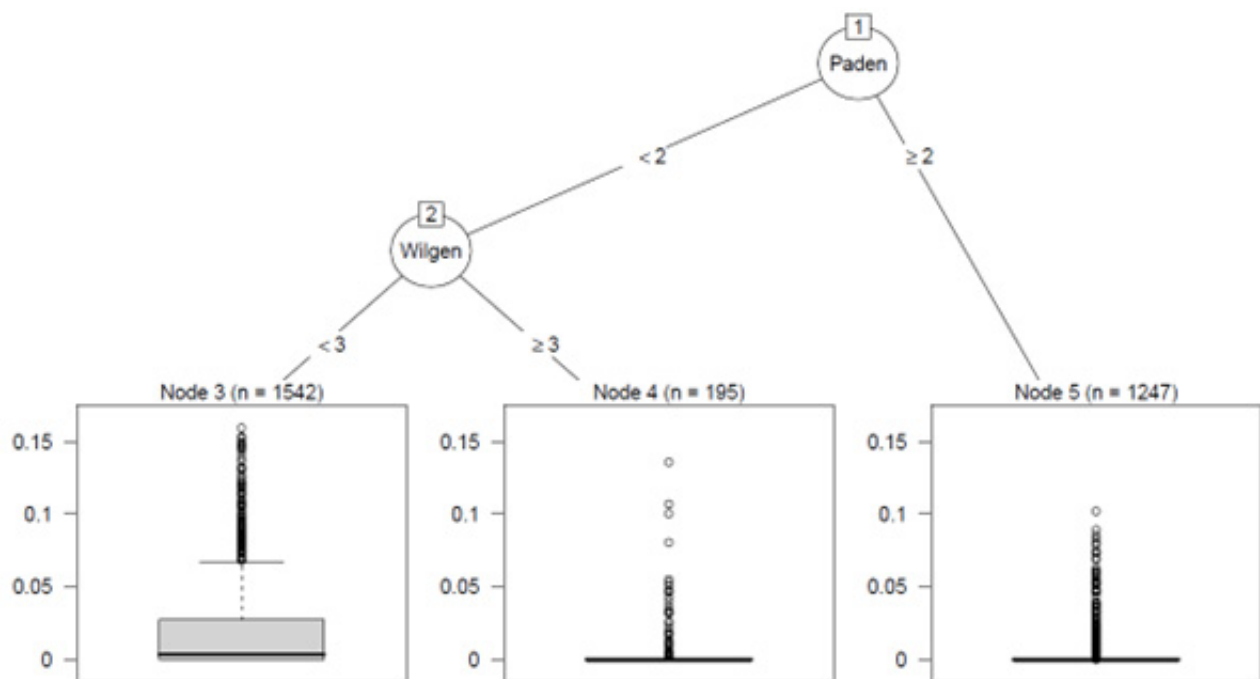
Snor kernel density 2007–2009



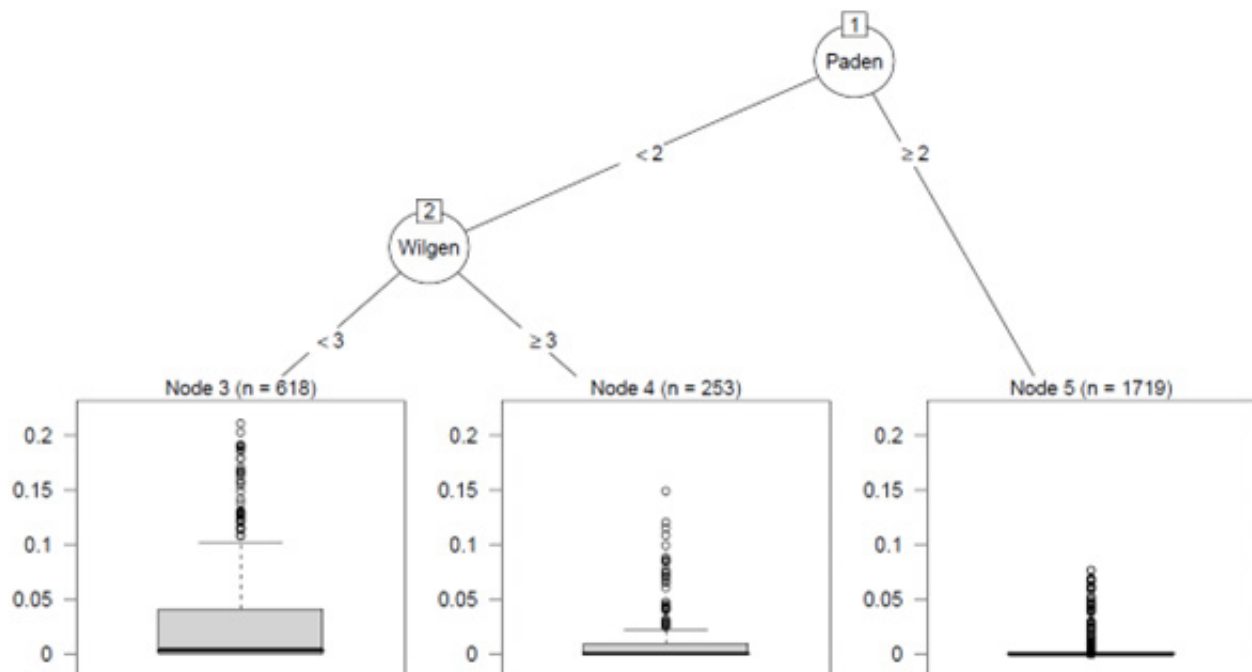
Snor kernel density 2017–2019



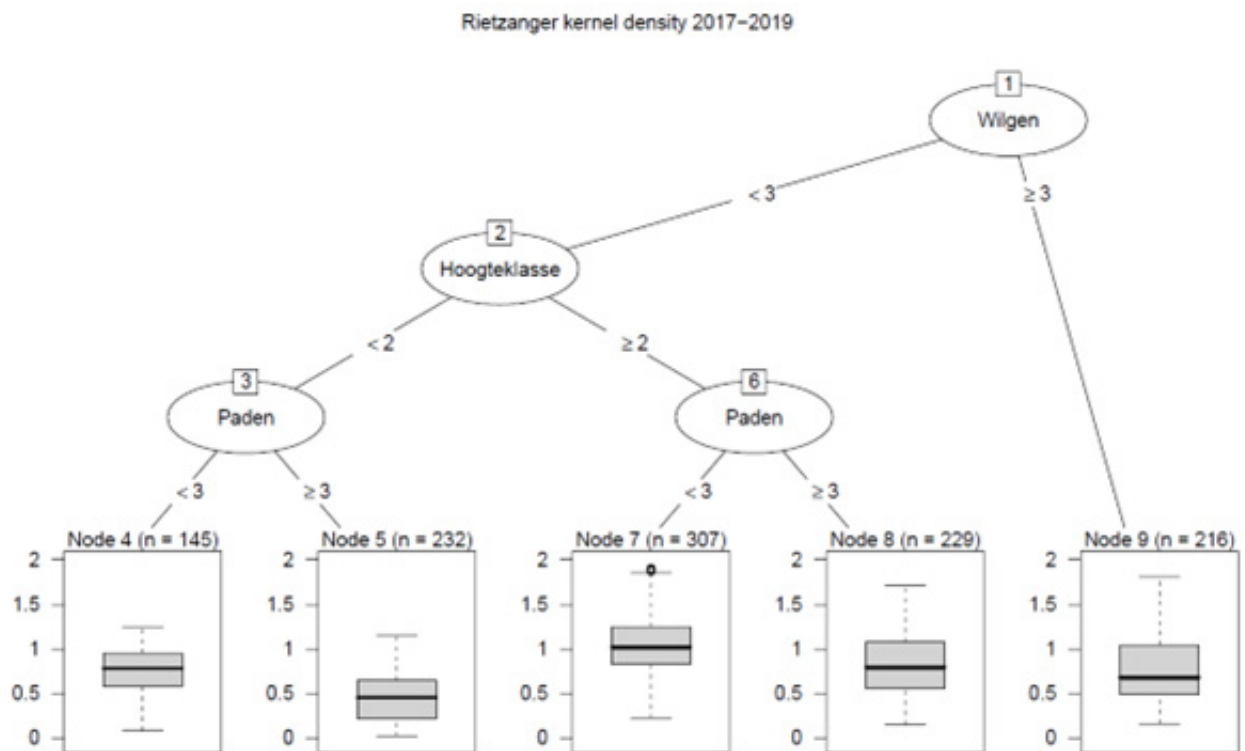
Bruine Kiekendief kernel density 2007-2009



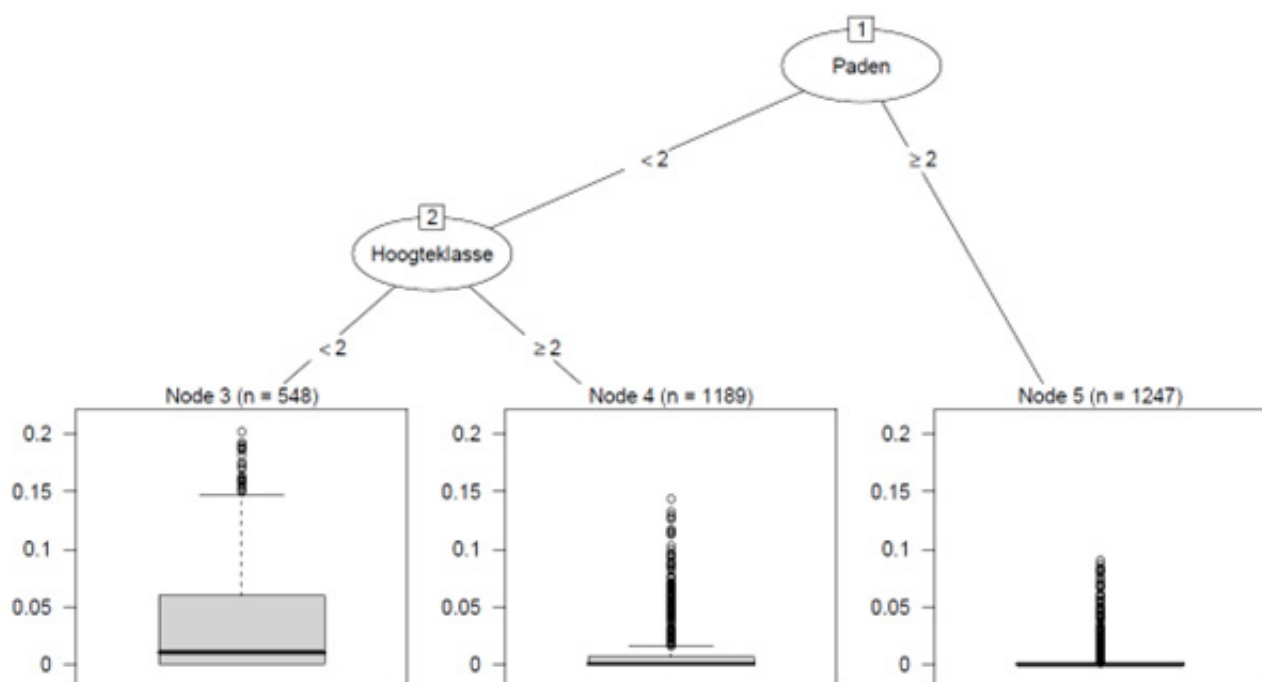
Bruine Kiekendief kernel density 2017-2019



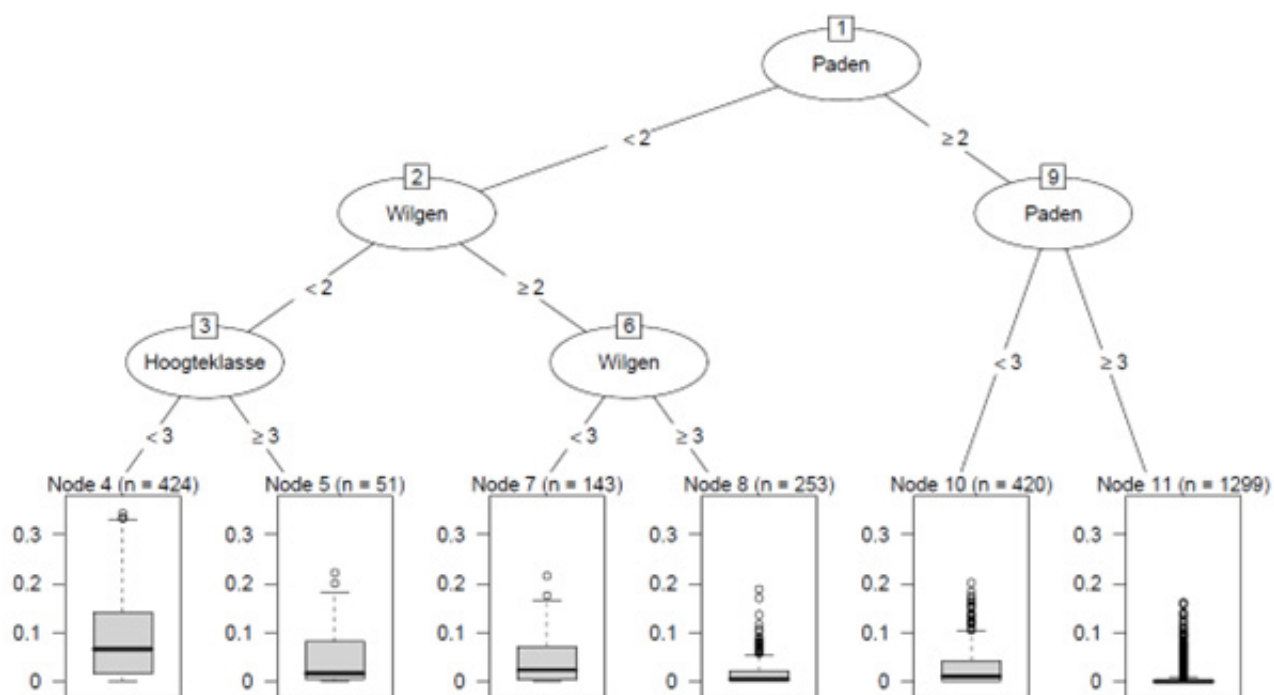
Bijlage 10. Resultaten globaal optimale regressiebomen broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse



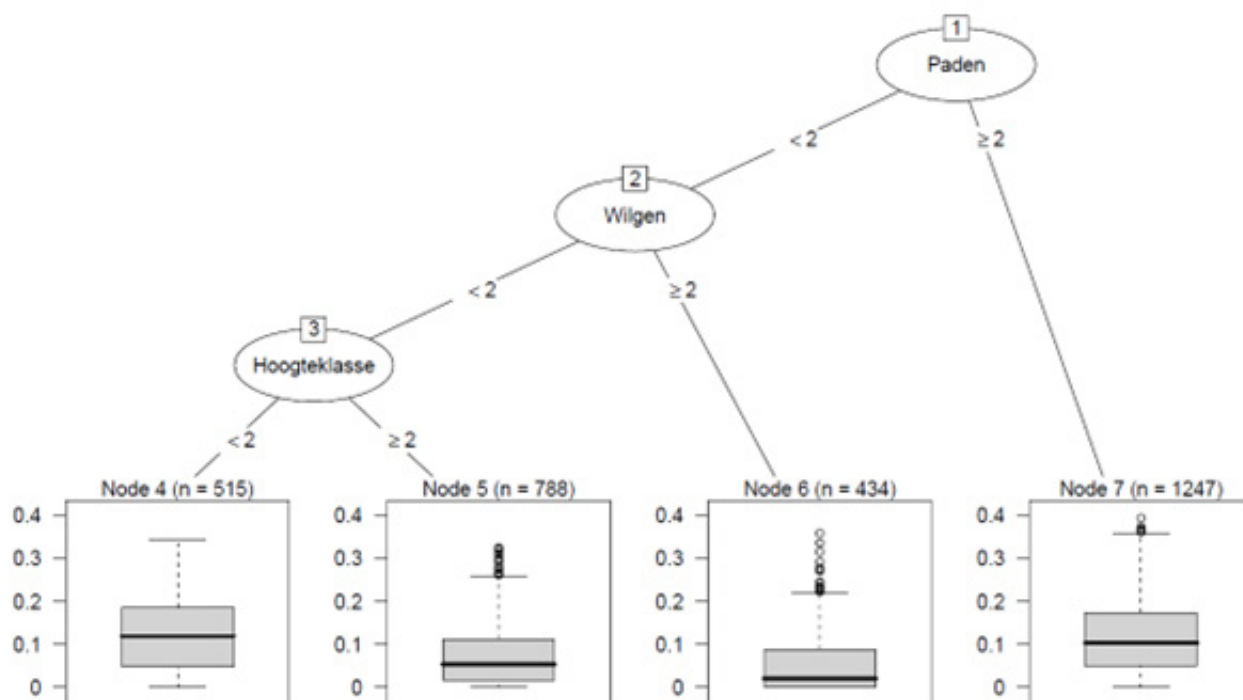
Snor kernel density 2007-2009



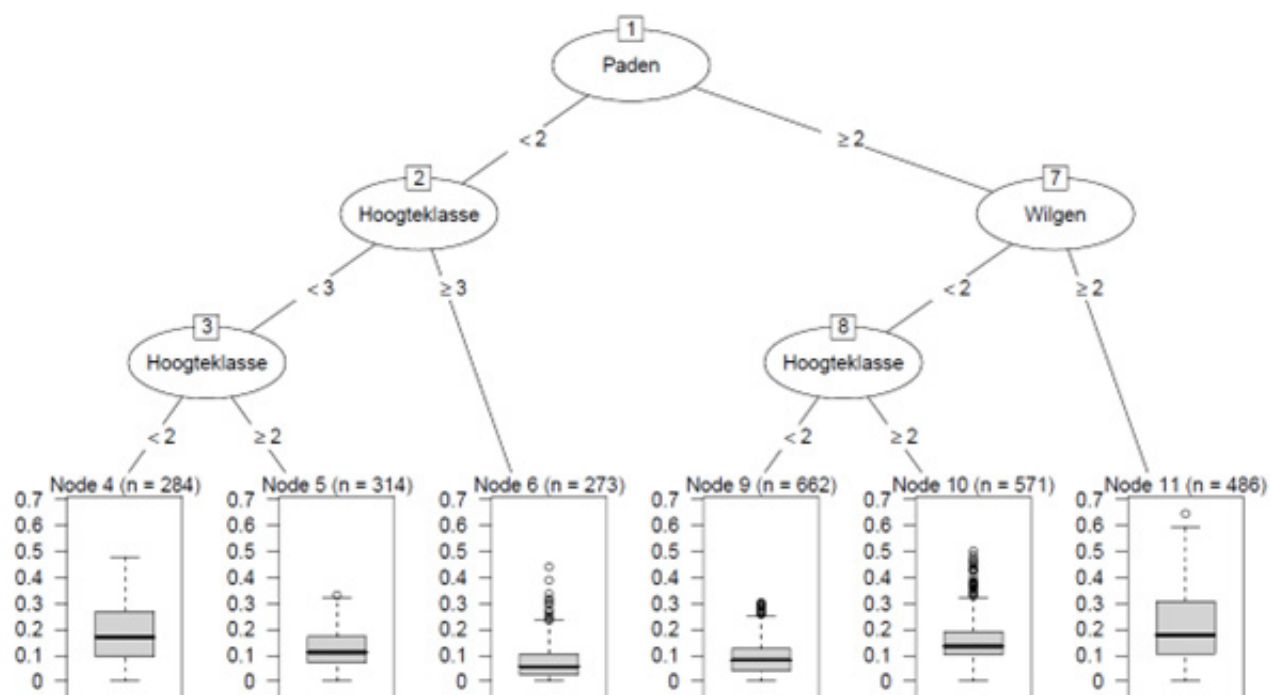
Snor kernel density 2017-2019



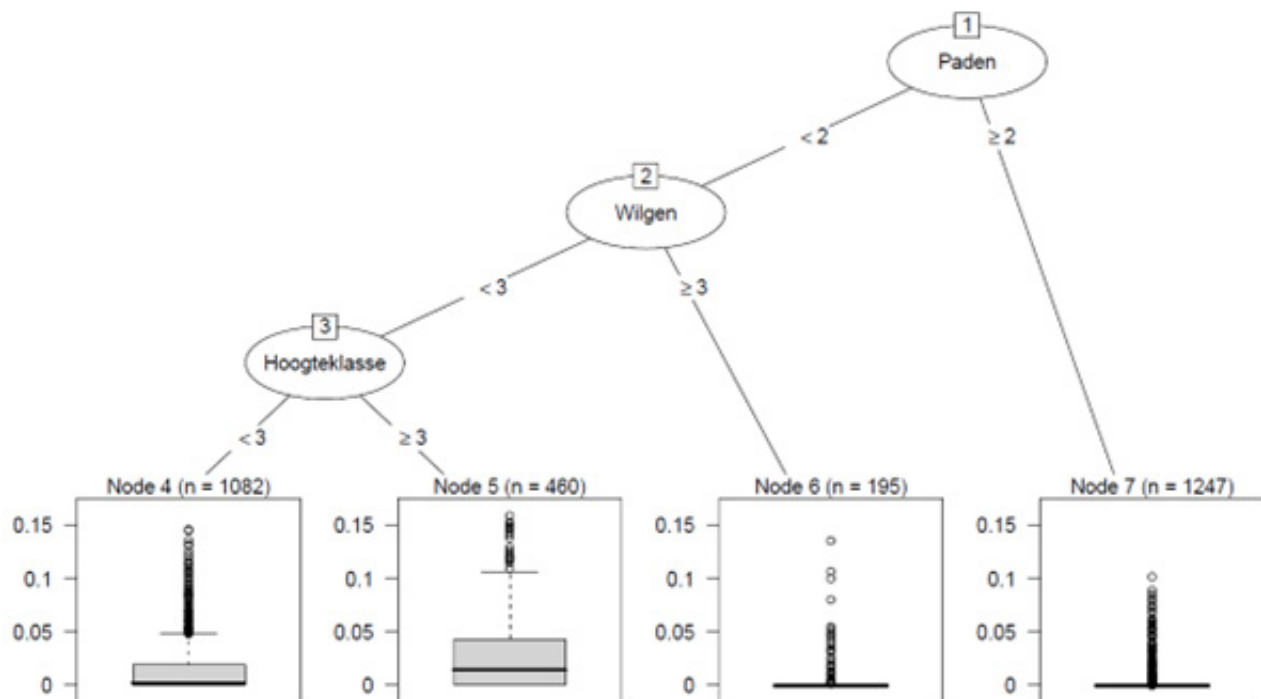
Blauwborst kernel density 2007-2009



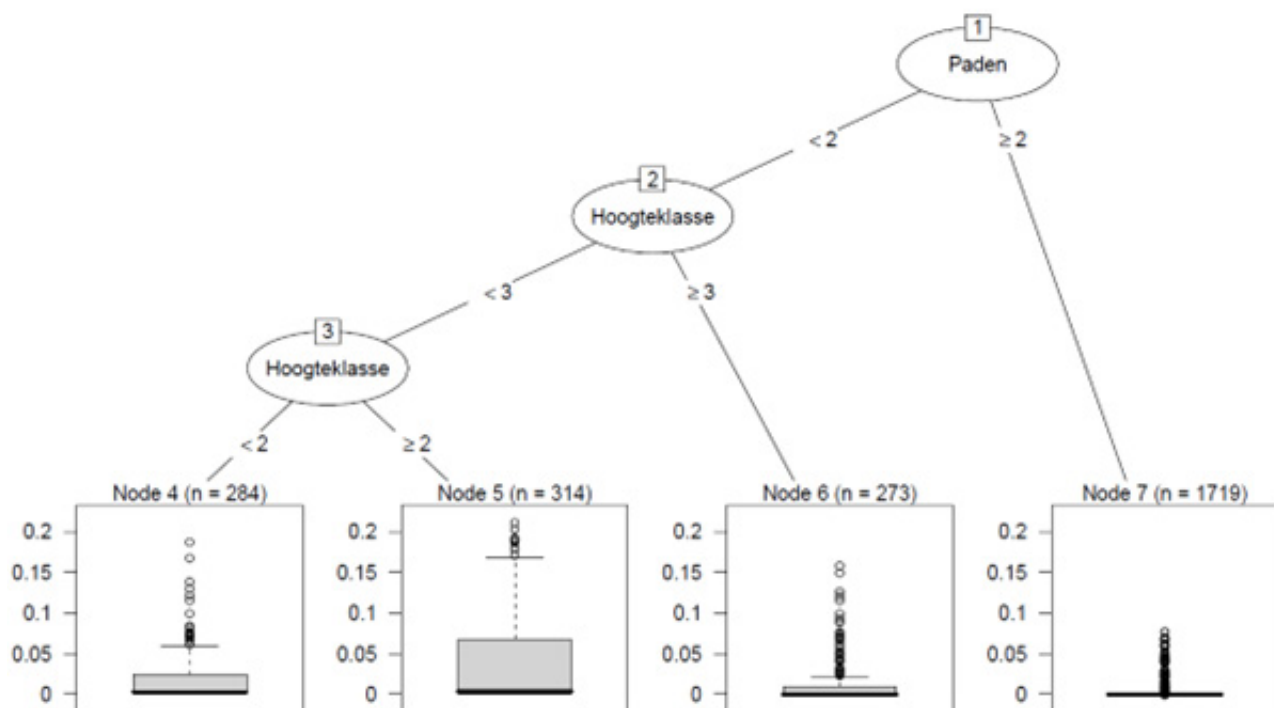
Blauwborst kernel density 2017-2019



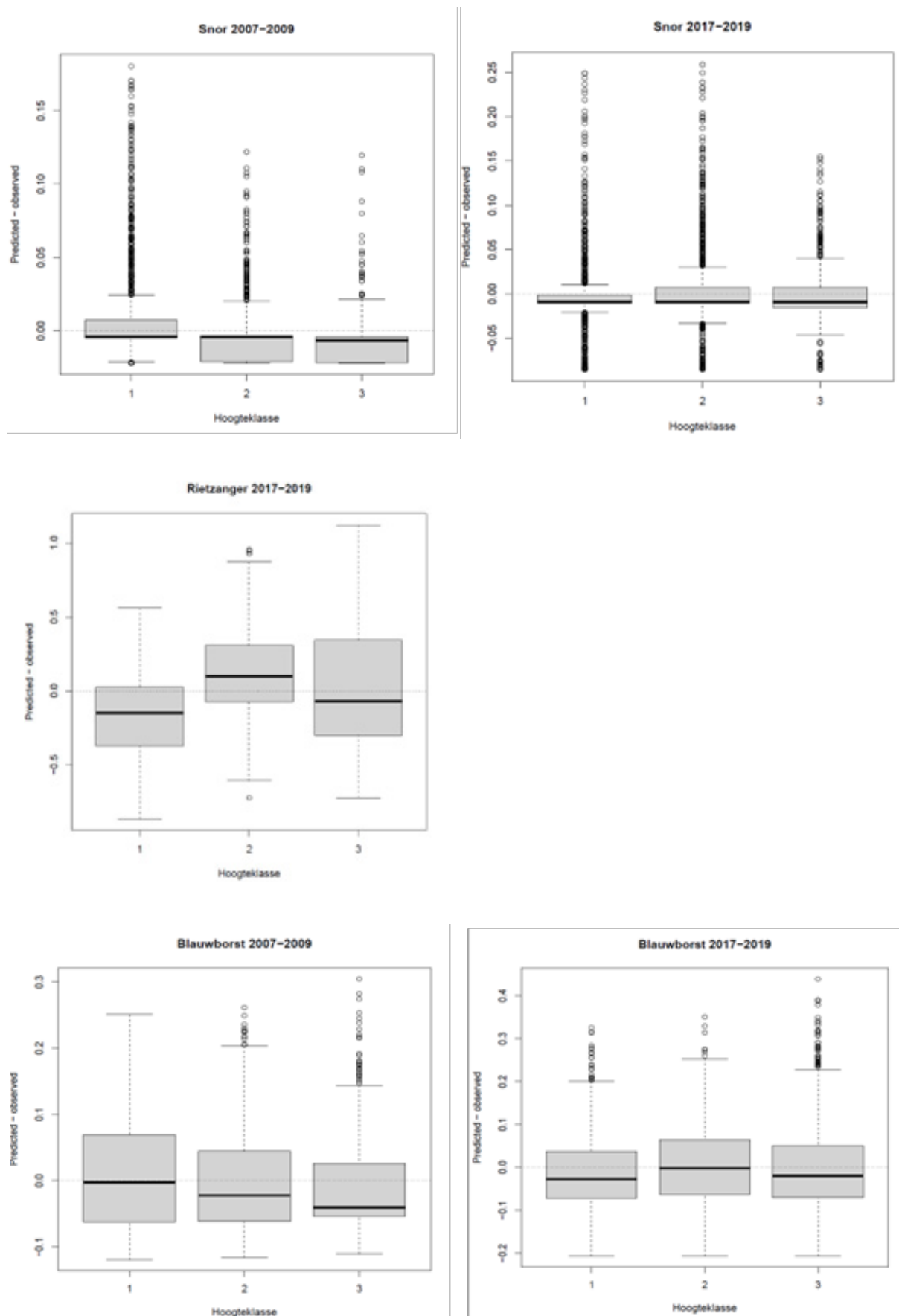
Bruine Kiekendief kernel density 2007-2009

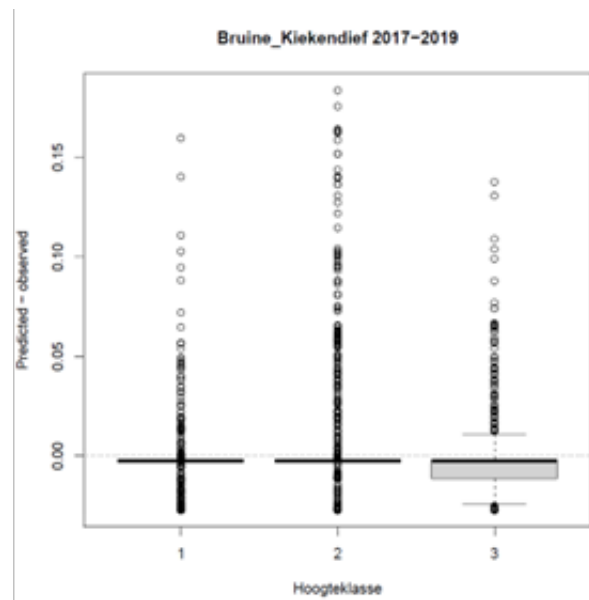
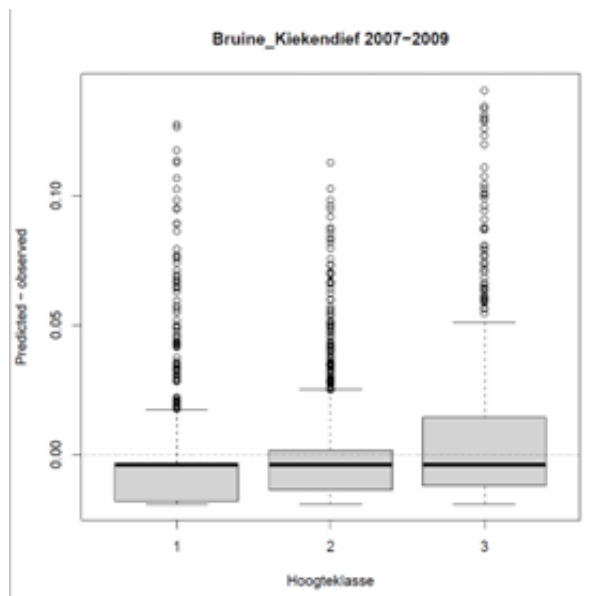


Bruine Kiekendief kernel density 2017-2019

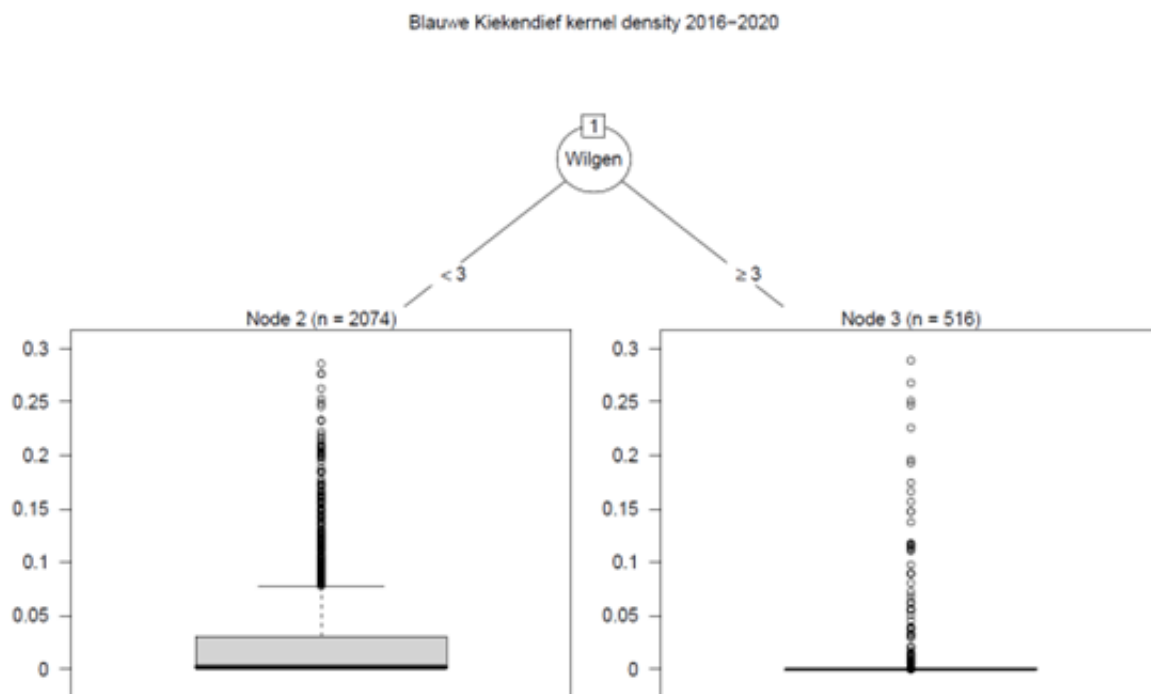
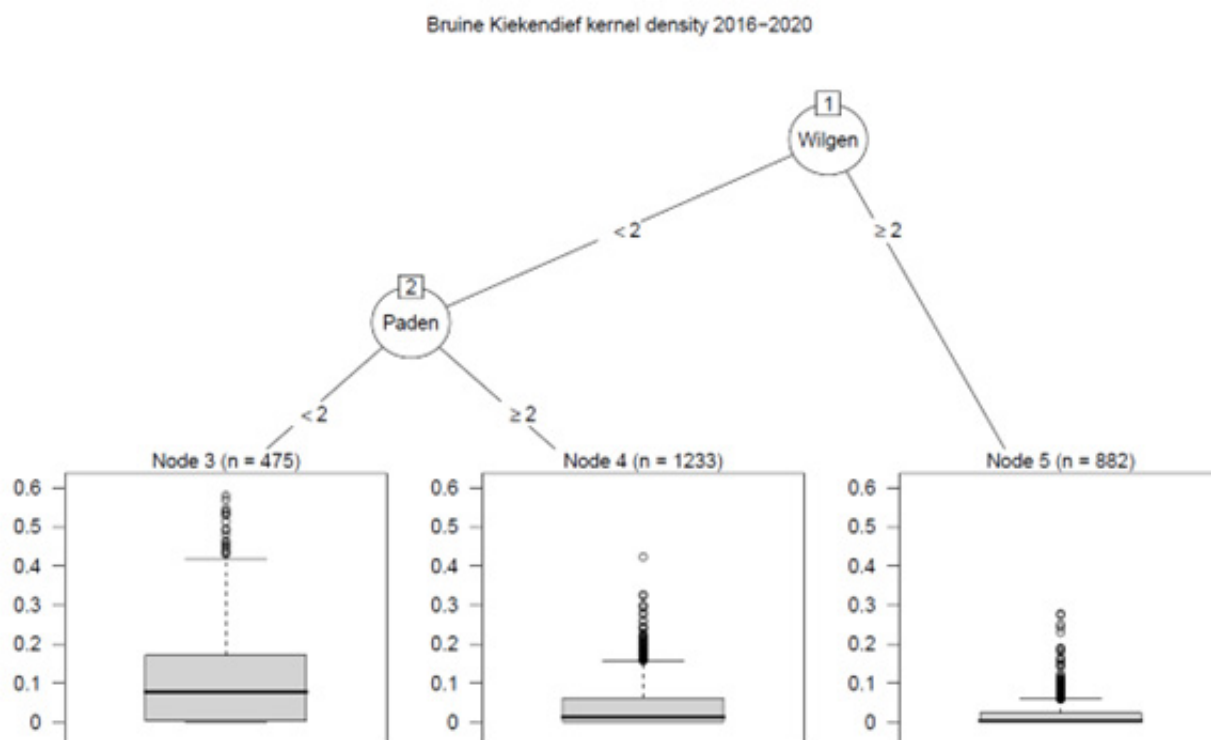


Bijlage 11. Resultaten residual analyse broedvogels in 2007-2009 en 2017-2019

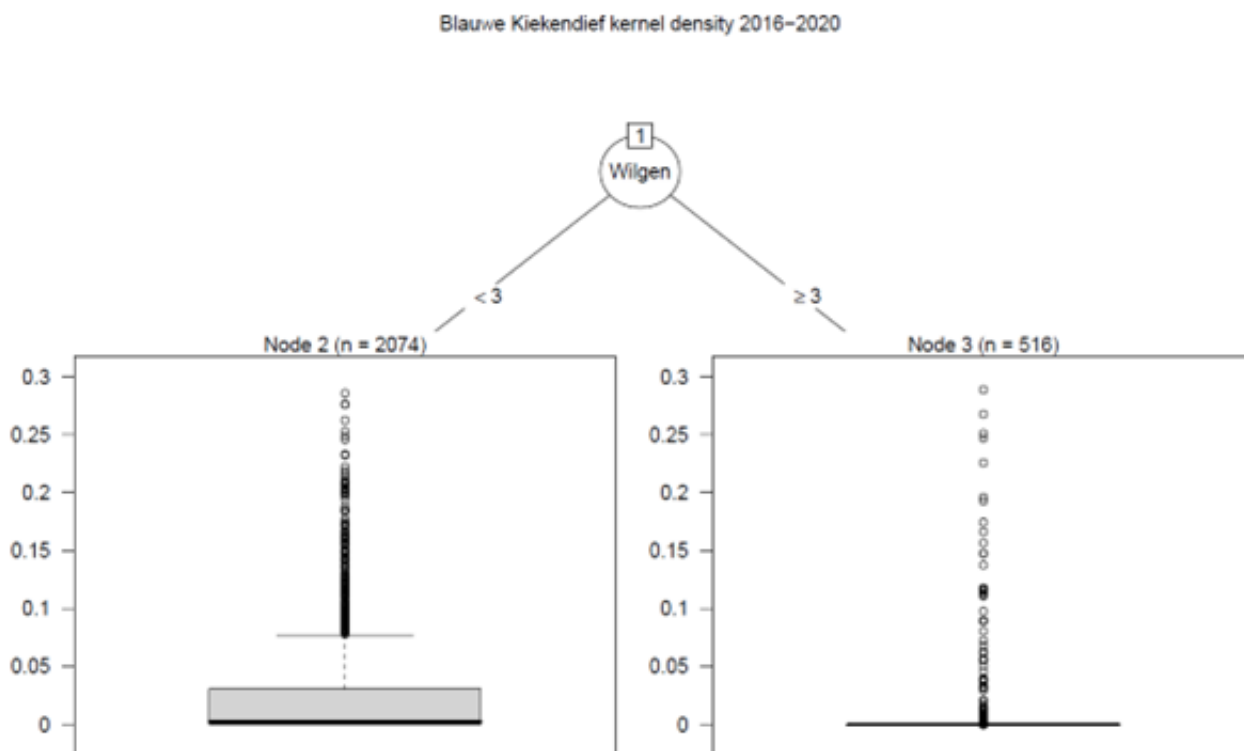
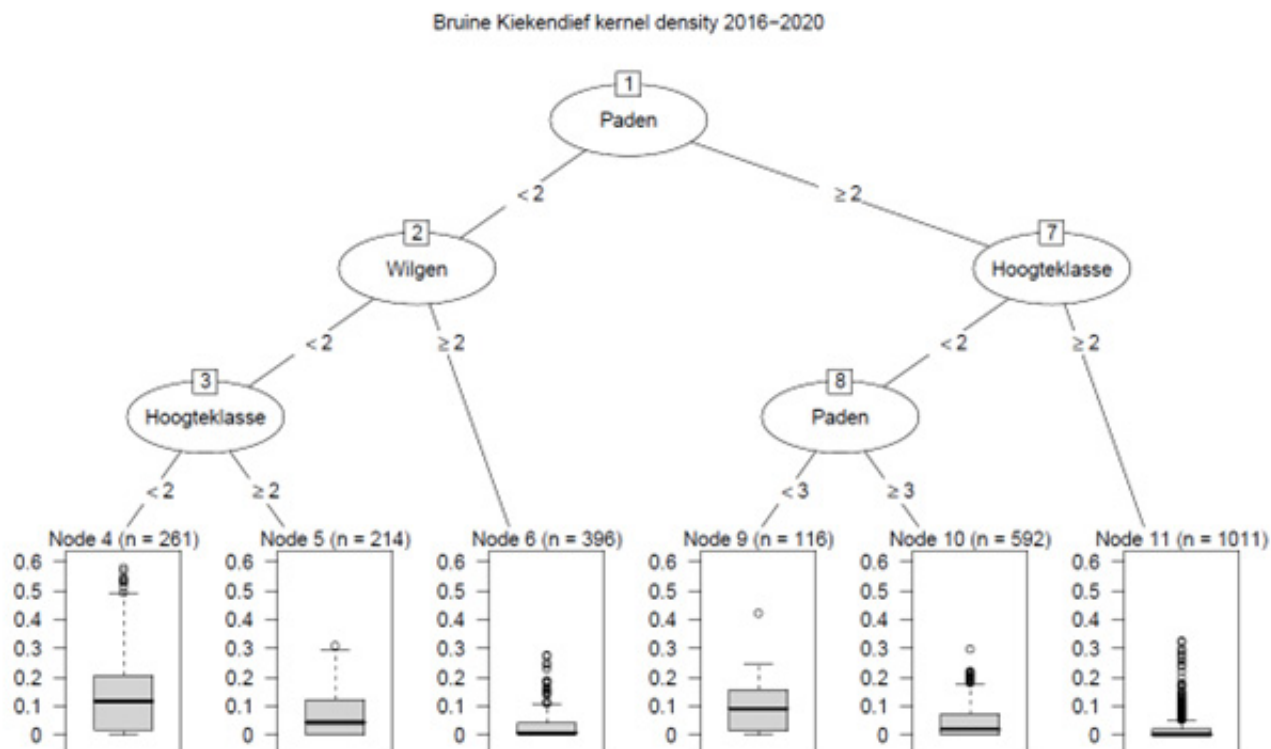




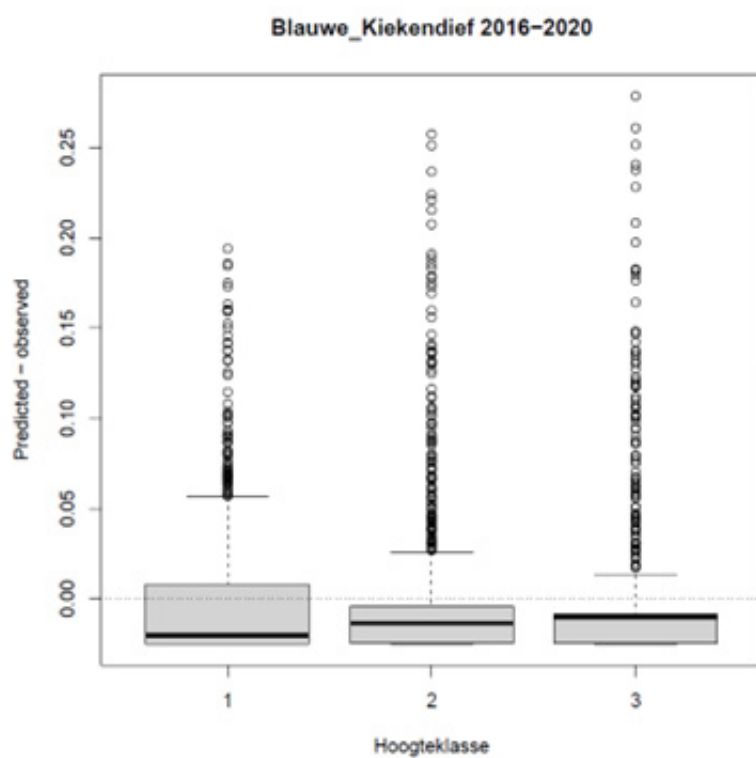
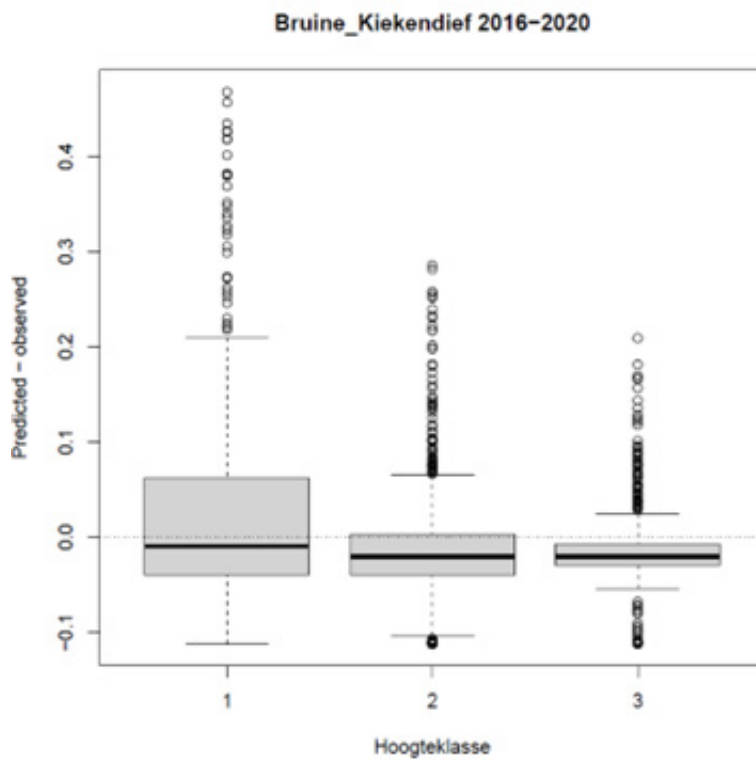
Bijlage 12. Resultaten globaal optimale regressiebomen foeragerende roofvogels in 2016-2020 met padendichtheidsklasse en wilgenbedekkingsklasse



Bijlage 13. Resultaten globaal optimale regressiebomen foeragerende roofvogels in 2016-2020 met padendichtheidsklasse, wilgenbedekkingsklasse en hoogteklasse



Bijlage 14. Resultaten residu-analyse foeragerende roofvogels





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

