

Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2022

Romke Kleefstra
Nico Beemster
Wout Bijkerk
Martijn Terpstra
René Buijs
Peter de Boer
Marijke Bekkema
Elena Kappers
Willem van Manen
Julia Stahl

Sovon-rapport 2023/26
A&W rapport 22-198



Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2022

Romke Kleefstra, Nico Beemster, Wout Bijkerk, Martijn Terpstra, René Buijs, Peter de Boer, Marijke Bekkema, Elena Kappers, Willem van Manen & Julia Stahl



Sovon-rapport 2023/26
A&W rapport 22-198
Dit rapport is samengesteld
in opdracht van de
Nederlandse Aardolie Maatschappij BV



Colofon

© SOVON Vogelonderzoek Nederland 2023 Altenburg & Wymenga 2023

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

Illustratie omslag: nat grasland op de Zuidelijke Ballastplaat op 9 juni 2022 (foto: Romke Kleefstra), opgehoogd nest Steltkluut in nat moeras van Middelpaat op 18 mei 2022 (foto: Romke Kleefstra), Zilte Rus op de Schildhoek op 18 augustus 2022 (foto: Wout Bijkerk).

Wijze van citeren: Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Terpstra M., Buijs R., de Boer P., Bekkema M., Kappers, E., Van Manen, W. & Stahl J. 2023. Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2022. Sovon-rapport 2023/26. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. en A&W-rapport 22-198. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.

ISSN: 2212-5027

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

Inhoud

Inhoud.....	0
Samenvatting.....	3
Dankwoord.....	9
1. Inleiding	10
1.1. Aanleiding	10
1.2. Doel en aanpak monitoring	10
1.3. Begrazing	11
1.4. Bodemdaling Lauwersmeergebied.....	13
2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering.....	14
2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer.....	14
2.1.1. Broedvogels.....	15
2.1.2. Slaapplaatsen.....	15
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	18
3. Bodemhoogteveranderingen.....	22
3.1 Methode	22
3.2 Resultaten	22
3.3 Conclusie diepe bodemdaling en maaivelddaling	26
4. Hydrologie.....	28
4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen.....	28
4.2. Resultaten Hydrologie.....	29
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2022	29
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2022	29
4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken	32
4.2.4. Modellerings van de grondwaterstanden	34
4.2.5 Conclusie grondwaterregime en bodemdaling.....	36
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
5.1.2 Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling....	41
5.2 Transectkartering	45
5.2.1 Werkwijze transectkartering 2022	45
5.2.2 Resultaten structuurveranderingen in de transectkarteringen	48

5.3	Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling	52
6.	Broedvogels in het monitoringjaar 2022	53
6.1.	Methodiek Broedvogelmonitoring	53
6.2.	Resultaten broedvogelmonitoring 2022	54
6.3.	Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring.....	62
7.	Muizen en muizen etende roofvogels in het monitoringjaar 2022.....	63
7.1.	Inleiding	63
	Wat is er al bekend?	63
	Muizen etende roofvogels	65
7.2.	Opzet van de monitoring	65
	Doel en hypothese	65
	Analyse.....	65
	Muizen.....	65
	Muizen etende roofvogels	66
7.3.	Methode.....	66
	Weersomstandigheden	66
	Waterpeilverloop in de boezem.....	68
	Muizenbemonstering	70
	Tellingen van roofvogels.....	73
	Bejaagbaarheid van muizen voor muizen etende roofvogels.....	73
7.4.	Resultaten	74
	Muizenaanbod in 2015-2022.....	74
	Muizen etende roofvogels	81
7.5.	Conclusies muizen en muizen etende roofvogels	97
	Muizenaanbod	97
	Muizenaanbod en inundatie in de voorgaande winter.....	97
	Aanwezigheid van muizen etende roofvogels en inundatie in de voorgaande winter	97
8.	Synthese	98
8.1.	Conclusies – samengevat per onderdeel van de effectketen	98
8.2	Aanbevelingen	100
	Literatuur	104
	Bijlagen	107
	Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP).....	107
	Bijlage 2. Locaties grond- en oppervlaktewatermeetpunten en	108
	gemodelleerde bodemdaling	108
	Bijlage 3. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling.....	109
	Bijlage 4 Vegetatieopnames 2020.....	110
	Bijlage 5 Waterpeilverloop in de boezem van het Lauwersmeer in 2014-2022.	111

Bijlage 6. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels	112
Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2021 verbeterd	113
Bijlage 8. Resultaten muizencensus 2022	114
Bijlage 9. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2022	115



Rietland met Koninginnekruid op de Schildhoek, 18 augustus 2022 (foto: Wout Bijkerk)

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 2022 zijn samengevat in dit rapport, waarbij gestreefd wordt naar een integratie van de monitoringresultaten van veranderingen in bodemhoogte, hydrologie, vegetatie, muizen en vogels.

Effectketenbenadering

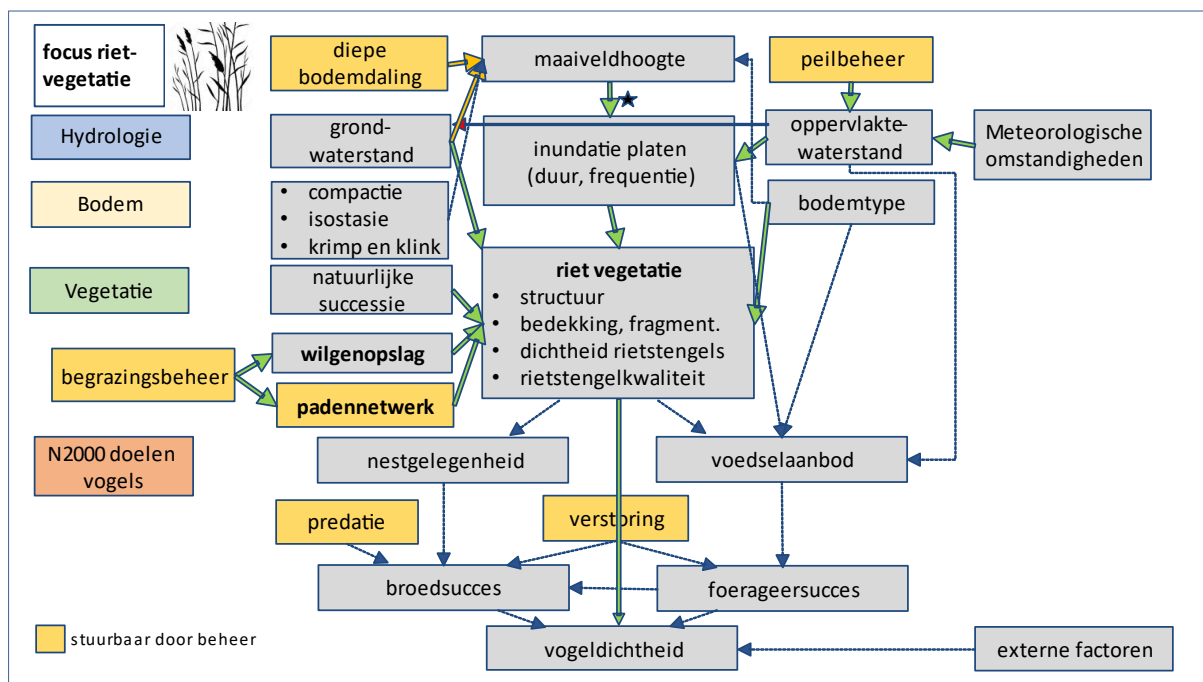
Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) worden de resultaten in één rapportage weergegeven waarbij de auteurs samen streven naar een geïntegreerde analyse van abiotiek, vegetatieveranderingen en veranderingen in de stand van relevante Natura 2000 vogelsoorten. Deze analyse wordt 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, slaapplaats) 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.

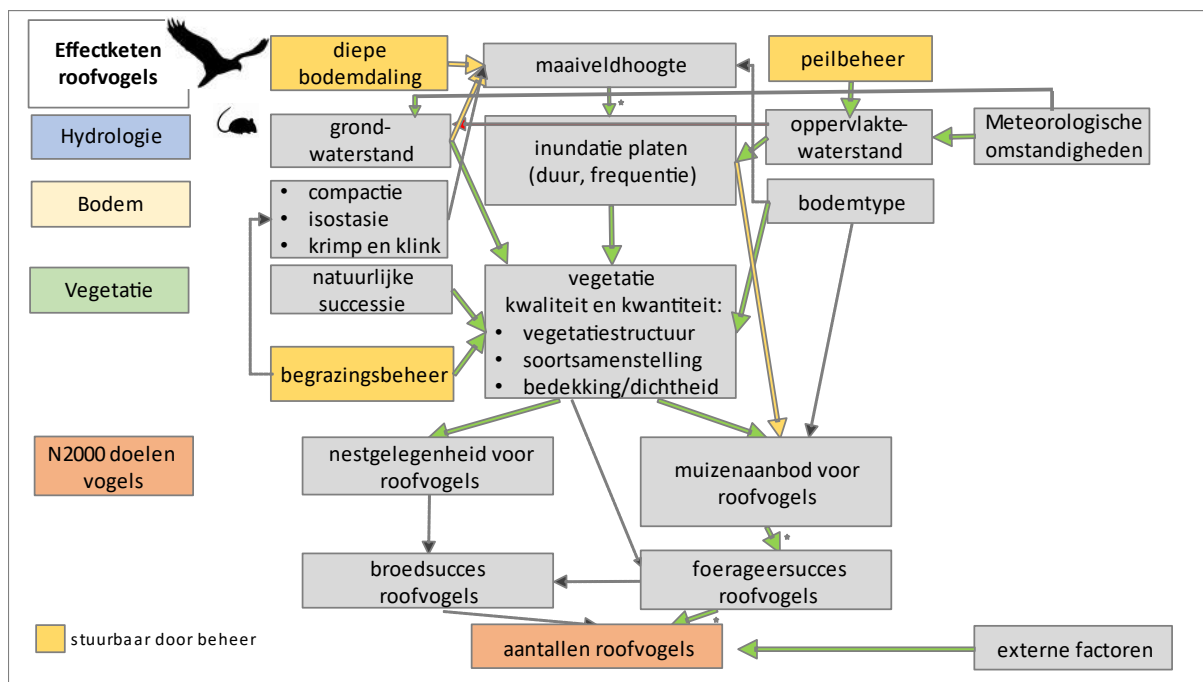
Vegetatieveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie, maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen 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.

Focus in het monitoringjaar 2022

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van maaiveldhoogte, hydrologie, vegetatie met daarin in 2022 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten, de vegetatietranssectkartering, ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten en de muizenstand in relatie tot muizenetende roofvogels. In de rapportage over het monitoringjaar 2022 wordt in de geïntegreerde analyse de nadruk gelegd op veranderingen in rietvegetaties als belangrijk broedhabitat voor rietbroedvogels (schema 1) en foerageerhabitat voor roofvogels (schema 2). Daarnaast zijn aanvullend lange tijdsreeksen van muizen data geanalyseerd voor de Schildhoek. Dit om de relatie tussen veranderingen in voedselaanbod en roofvogels in relatie tot overstromingen en andere factoren verder te ontrafelen. Deze analyses volgen de redenering dat een mogelijke invloed van diepe bodemdaling als gevolg van gaswinning in eerste instantie leidt tot veranderingen in maaiveldhoogten resulterend in effecten op inundatiepatronen, kwetsbare rietvegetaties, broedhabitat van rietbroedvogels en voedselaanbod voor roofvogels.



Schema 1. Aangepaste schematische beschrijving van een detail van de effectketen broedvogels uitgewerkt voor rietbroedvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond. Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond ; Oranje pijl - zwak verband aangetoond Groene pijl - sterk verband aangetoond; Zwarte ster - de relatie maaiveldhoogte - inundatie platen is een eenvoudige. Niet is vastgesteld dat een verlaging van de maaiveldhoogte door gaswinning leidt tot meer inundatie.



Schema 2. Schematische beschrijving van de effectketen voor roofvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond.

Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond; Oranje pijl - zwak verband aangetoond; Groene pijl - sterk verband aangetoond; ★ maaiveldhoogte - inundatie: lagere plaatdelen zullen logischerwijze vaker en langer overstromen dan hogere plaatdelen. Het is echter niet vastgesteld dat verandering van maaiveldhoogte ook heeft geleid tot meer inundatie. ★ Muizenaanbod-foerageersucces-aantallen roofvogels: dat relatie tussen aantallen roofvogels en muizenaanbod via het foerageersucces van de roofvogels verloopt is geen onderdeel van dit rapport, maar wel eerder onderzocht (Beemster & Van Rijn 1995, Beemster ongepubl.).

Resultaten en conclusies gebaseerd op de metingen en analyses uit monitoringjaar 2022

Diepe bodemdaling en maaiveldddaling

Op het merendeel van de meetpunten is sprake van maaiveldddaling, maar op enkele wordt ook stijging van het maaiveld gemeten. De snelheid van maaiveldddaling is voor de periode 2019 t/m 2022 hoger dan voor de periode 2008 t/m 2019. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de droge jaren 2018 t/m 2020 en 2022 die hebben geleid tot krimp, met name op de kleiiger bodems. Over het algemeen is de maaiveldddaling beduidend groter dan de gemodelleerde 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 sommige locaties is de maaiveldddaling veel geringer maar op de meeste juist meer dan de gemodelleerde diepe bodemdaling. Naast klink dragen ook andere factoren bij aan de maaiveldddaling. De mate waarin diepe bodemdaling 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.

De vergelijking met het AHN4 laat zien dat bij analyses waarin bodemhoogte gebaseerd is op het AHN rekening moet worden gehouden met de overschatting van de maaiveldhoogte in het AHN, met name in vegetaties met overjarig riet.

Grondwaterregime en bodemdaling

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot hogere standen ten opzichte van maaiveld en dat dit nog versterkt zou worden door het feit dat in de zomers van 2018 t/m 2020 en 2022 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meetpunten waar het model met lineaire trend beter scoort dan het simpeler model vrij ver van het centrum van de dalingsschotel 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.

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. 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 vooral op de zandige platen in het noorden. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat de zomers van 2018 t/m 2020 en van 2022 droger waren dan in het begin van de meetperiode. In de zomer van 2021 was de mate van uitzakking van het grondwater vergelijkbaar met de eerste jaren. Mogelijk is daardoor de indicatie voor verdroging vanuit de vegetatie in 2022 iets minder duidelijk dan in de jaren 2019 t/m 2021.

De hoger opgezette oppervlaktewaterstanden van het meer in jaren met droge zomers 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. Wel is er een zwak verband vastgesteld tussen diepe bodemdaling en maaiveldddaling. In ieder geval blijken tot nu de weersinvloeden een dusdanige rol te spelen dat het vernattende effect van maaiveldddaling 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. Een relatie met het bodemtype (resp. zand en zavel) ligt voor de hand, mogelijk via de waargenomen krimp. Maar vergelijken van de snelheid van maaiveldddaling tussen de noordelijke en de zuidelijke pq's is vrijwel onmogelijk aangezien van die laatste pas sinds

2019 de maaiveldhoogte is gemeten waardoor de ruis groot is. Bovendien verwachten we lokale verschillen in bodemsamenstelling (aandeel klei) die op de bodemkaart niet zichtbaar zijn maar wel door kunnen werken in de mate van 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 dalingsschotel.

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. De rietgroei in 2022 was tamelijk normaal, waarschijnlijk omdat de extreme droogte in 2022 pas intrad na de groeipeik van het riet (vanaf juli).

Broedvogels

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 6 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Van de overige 7 soorten liggen alleen bij Snor en Blauwborst de gemiddelde aantallen over de afgelopen vijf jaar boven de instandhoudingsdoelstelling. Wanneer we alleen kijken naar de aantallen van 2022 dan geldt dat ook voor Roerdomp en Bruine Kiekendief. De reden van de recente afname van de Blauwborst is onduidelijk.

Een eerste eenvoudige vingeroefening laat zien dat trends van algemene soorten als Rietzanger en Fitis aansluiten bij de ontwikkelingen die vegetatie-transectkarteringen laten zien. Dat kan, indien gewenst, nauwkeuriger en uitgebreider geanalyseerd worden. Daarmee is de relatie tussen vegetatieontwikkeling en broedvogeltrends met behulp van de vegetatie-transectkarteringen te leggen.

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.

Muizen

De muizencensus in oktober 2022 leverde in totaal 275 muizenvangsten op. In vergelijking met voorgaande jaren is dit een relatief hoog aantal. Het aanbod van woelmuizen was relatief gemiddeld ten opzichte van voorgaande jaren. De verhouding Veldmuis/Aardmuis verschuift steeds meer in het voordeel van de Aardmuis.

Na acht onderzoekjaren (2015-2022) en met name na toevoeging van een oude muizenreeks op de Schildhoek (1983-2001) begint er enig zicht te komen op het effect van het maximaal bereikte waterpeil het winterhalfjaar op het aanbod van woelmuizen in oktober van het erop volgende jaar.

Zowel voor de periode 1983-2001 als de gecombineerde periode 1983-2001 / 2015-2022 is er voor de Schildhoek een negatief verband tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter.

Voor alleen de periode 2015-2022 is er geen duidelijk verband, mogelijk mede doordat het aantal jaren nog relatief beperkt is, en mede daardoor geen extreem lage en extreem hoge maximum waterpeilen per winterhalfjaar in deze periode voorkwamen.

Een extreem hoog maximaal vastgesteld waterpeil in oktober 1998 leidde niet tot een (extreem) laag aanbod van woelmuizen in 1999. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de watertemperatuur in oktober veel hoger is dan later in de winterhalfjaar, waardoor het negatieve effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk minder groot is. In oktober is de vegetatie verder nog meer gestructureerd dan later in het winterhalfjaar, waardoor het effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk ook minder groot is.

Muizen etende roofvogels

Voor de periode 2015-2022 is er geen duidelijk negatief verband vastgesteld tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter. Een dergelijk negatief verband voor roofvogels is daarom ook nog niet te verwachten. Belangrijk hierbij is dat in 2015-2022, mede door het beperkte aantal jaren, geen extreem

lage en extreem hoge maximaal bereikte waterpeilen in een winterhalfjaar voorkwamen. Voor een juiste analyse zijn gegevens over een langere periode van jaren.

Aanbevelingen op basis van metingen en analyses in monitoringjaar 2022

Aanbevelingen bodemhoogtemetingen, hydrologie en vegetatie

We stellen voor om de huidige reguliere metingen van maaiveldmetingen, hydrologische monitoring en vegetatiemonitoring bij de pq's voort te zetten.

We stellen voor om in 2023 aanvullende hoogtemetingen uit te voeren. Dit betreft:

- enkele metingen bij vaste meetlocaties (indien mogelijk uit de NAP-database), om beter inzicht te krijgen in de (relatieve) nauwkeurigheid van de GNSS maaiveldmetingen
- metingen in rietland waarbij de aandacht uitgaat naar het verschil tussen AHN en maaiveldmetingen van ongefragmenteerd rietland en van begraasd en gefragmenteerd rietland. Dit omdat muizen etende roofvogels vaak jagen in open landrietvegetaties is het belangrijk om ook hier de werkelijke bodemhoogte te bepalen en te vergelijken met AHN. De padendichtheid in de rietvegetatie (zoals vastgesteld in onderzoek 2021) zal als basis dienen voor de mate van fragmentatie.

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

Aanbevelingen broedvogels

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2023 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn of een extrapolatie van aantallen op basis van dichtheden per vegetatiestructuur. Met de huidige berekeningen wordt er vanuit gegaan dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling wordt gehaald, maar het is onzeker of dat in werkelijkheid ook zo is.

Aanbevelingen muizen en muizen etende roofvogels

Voorgesteld wordt om een geavanceerde statistische analyse in 2023 uit te voeren waarbij de responsvariabele "aanbod van woelmuizen" verder wordt geconfronteerd met factoren zoals het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter, datum van het maximale waterpeil in de winter, neerslagtekort in de zomer, populatiedynamiek van de muizen en kwaliteitsparameters van het riet.

De huidige dataset van het aantal foeragerende roofvogels in relatie tot het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter beslaat de periode 2015-2022. Voor een juiste analyse is een langere periode van jaren noodzakelijk. Dit kan worden bereikt door de datareeks van roofvogels uit te breiden naar het verleden. In principe zijn de locaties en het gedrag van roofvogels tijdens de maandelijkse vogeltellingen bekend vanaf 1986.

Tot slot

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 werken we - gebaseerd op de rapportage over monitoringjaar 2022 en de adviezen van de auditcommissie in de loop van 2023 - verder aan een strategisch plan voor toekomstige analyses. De mogelijkheid om via de modellering van dichtheidskaarten van rietvogels een toenemend betere link te leggen tussen het lokale voorkomen van Natura 2000-soorten en omgevingsparameters (vegetatiestructuur, soortsaamenstelling van de vegetatie, veranderingen van plaatranden, plaatselijke hydrologische omstandigheden) hebben we in de analyses over de laatste drie monitoringjaren reeds goed kunnen toepassen. Hier liggen veel mogelijkheden om met name de link met inundatiepatronen in het gebied verder te onderzoeken.



Op De Rug neemt opslag van bomen (berken) en struwelen sinds kort snel toe, vermoedelijk mede veroorzaakt door droge omstandigheden in recente jaren, 2 mei 2022 (foto: Romke Kleefstra).

Dankwoord

Voor het mogen uitvoeren van het langlopende onderzoek in het Lauwersmeergebied en alle ondersteuning in het veld zijn we Staatsbosbeheer zeer erkentelijk, in het bijzonder de boswachters Jaap Kloosterhuis en Dirk Dijkshoorn. Daarnaast leverde Staatsbosbeheermedewerker Willem van der Wagen begrazingsgegevens. Voor de watervogeltellingen gaat maandelijks een groep vrijwilligers het veld in om de aantallen watervogels te verzamelen. Allen bedankt! Japke van Assen, Inge Kok, Teun Smink, Dirk Oosterholt en Robin Boonstra voerden de muizencensus uit. 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.



Overstroming van het lage deel van de Schildhoek op 9 april 2022 door verhoogd waterpeil in het Lauwersmeer (foto: Romke Kleefstra)

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 grotendeels 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 in het beheer van het Lauwersmeergebied.

Onder het Lauwersmeer 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.

Voor een uitgebreide beschrijving van de algemene ecologische veranderingen in het Lauwersmeergebied sinds de afsluiting in 1969 wordt verwezen naar Beemster & Bijkerk (2006) en Kleefstra *et al.* (2022).

1.2. Doel en aanpak monitoring

De huidige monitoring is erop gericht de mogelijke ecologische effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning in kaart te brengen. 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 alle soorten 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. Begrazing

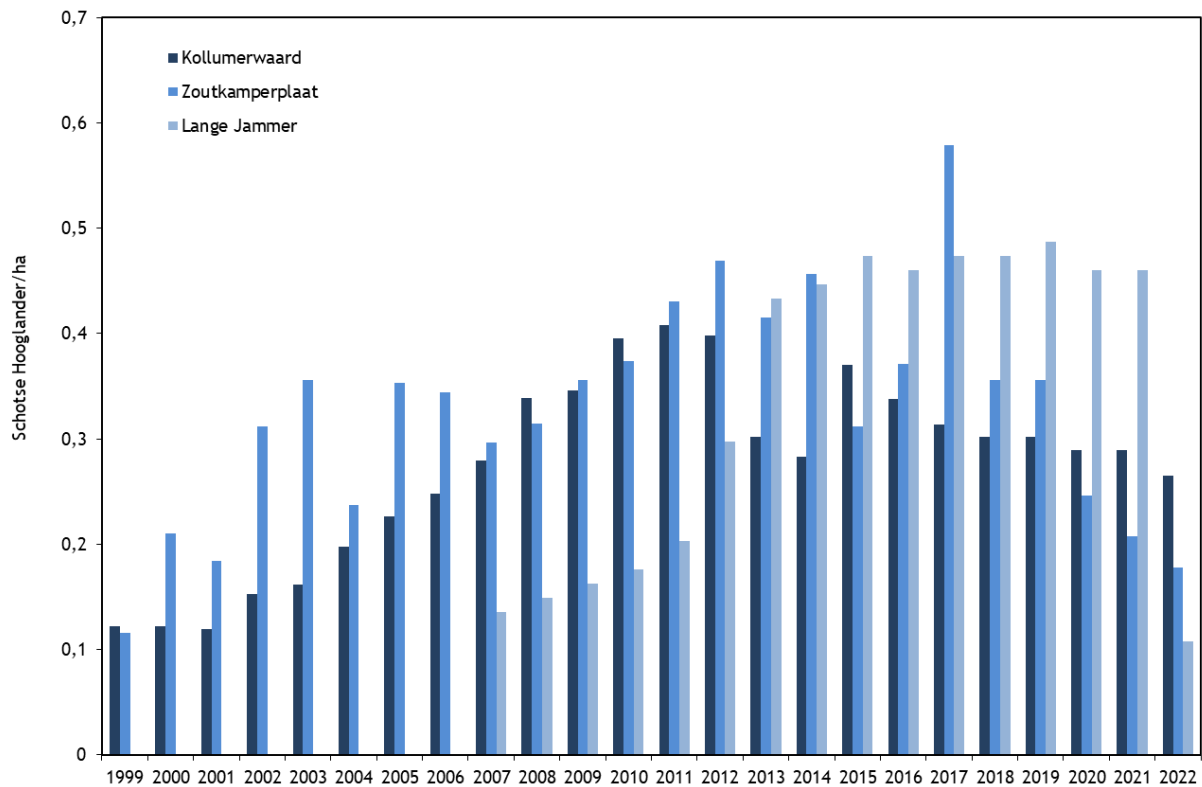
In de zomer van 1989 startte jaarrondbegrazing met 25 Schotse Hooglanders en 25 Konikpaarden op de Zoutkamperplaat (van Deursen *et al.* 1993). Sindsdien is de begrazing uitgebreid en dat heeft effect op de vegetatie, de aantallen broedvogels en de samenstelling van de broedvogelbevolking. Door de inzet van grote grazers worden platen in het gebied 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 jaarrondbeweiding’, ‘intensieve jaarrondbeweiding’ en ‘seizoensbeweiding’. De scheidingslijn tussen extensieve en intensieve jaarrondbeweiding is dun, want de dichtheden aan Schotse Hooglanders zijn binnen beide eenheden doorgaans redelijk overeenkomstig, alleen het aantal Konikpaarden per hectare ligt op de Blikplaat lager dan op de Zoutkamperplaat.

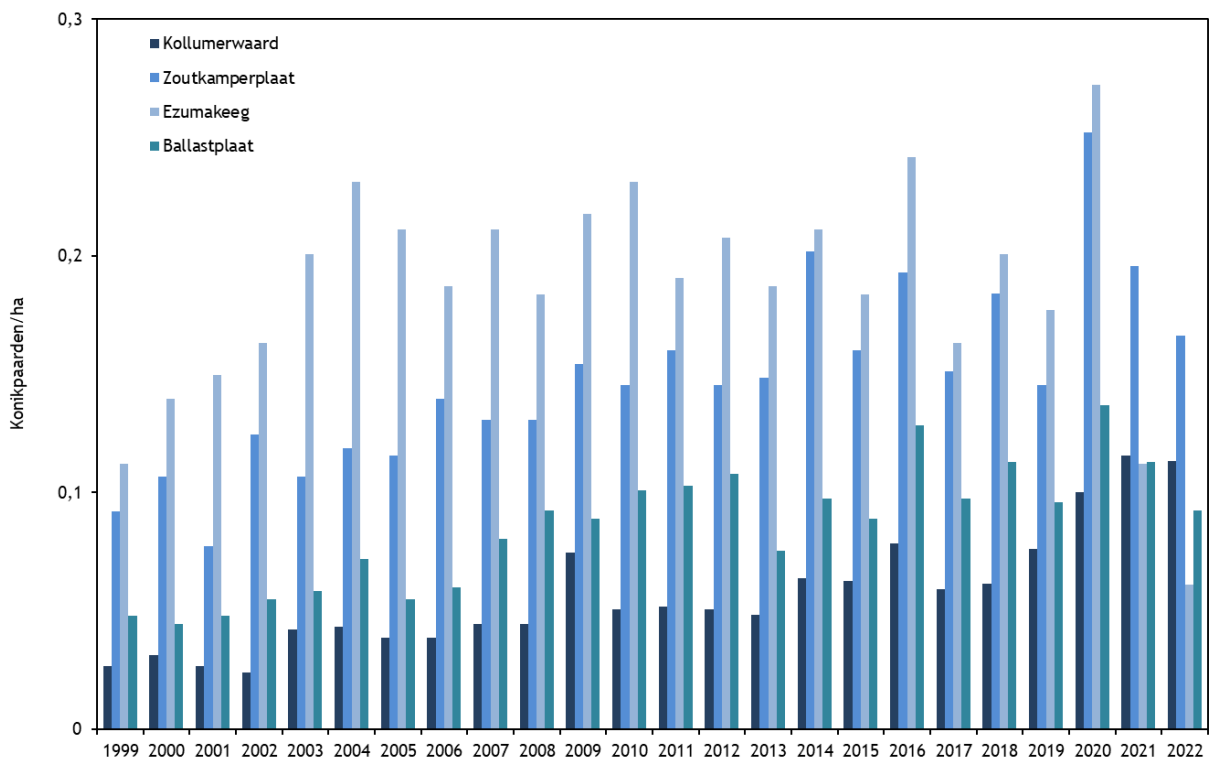
De veebezetting in 2022 wordt weergegeven in tabel 1.1. Periodieke begrazing met boerenvee (paarden, pony's en koeien van particulieren) is ieder jaar vrijwel hetzelfde. De inzet van grote grazers van Staatsbosbeheer wisselt van jaar op jaar (figuren 1.1 en 1.2). Ten opzichte van 2021 nam het aantal Schotse Hooglanders af met 81 en het aantal Konikpaarden met 39. De aantallen Schotse Hooglanders liepen in bijna alle begrazingseenheden terug. Konikpaarden werden iets schaarser op de Zoutkamperplaat en Zuidelijke Ballastplaat e.o.. Staatsbosbeheer is voornemens, als uitvloeisel van het Natura 2000-beheerplan Lauwersmeer, de jaarrond begrazing nog wat verder af te bouwen tot circa 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).

Tabel 1.1. Aantallen stuks vee per begrazingseenheid in het Lauwersmeer in 2022. 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. Koeien en paarden (incl. pony's) betreft ‘boerenvee’ van particulieren.

	Schotse Hooglander	Konikpaard	Koe	Paard
Ezumakeeg	0	18	0	0
Bandsterwal*	0	0	0	20
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	220	94	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	8	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	13	0	0	0
Zomerhuisplaat	15	0	0	0
Zoutkamperplaat	60	56	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.*	0	54	220	0
totaal	316	222	280	80



Figuur 1.1. Aantalsverloop van Schotse Hooglanders in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2022.



Figuur 1.2. Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2022.

1.4. 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 noordoosten van het dorp Anjum. Naast Anjum zijn er kleinere velden ten zuidoosten van het Lauwersmeer in productie, zoals Munnekezijl, Houwerzijl, Saaksum-West. In het kader van de winningen vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen (MLV) die in 2006 zijn gestart, is een aantal velden in productie genomen ten noorden, noordwesten en oosten van het gebied. In de periode vanaf de nulmeting van 2006 tot 1/1/2019 bedroeg de bodemdaling bij Anjum 6 cm. In het onderzoeksgebied zelf varieert de daling in die periode van 4 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer tot 1 cm in de Marnewaard aan de oostkant (NAM 2020a). In de voorspelde eindsituatie (2050) bedraagt de totale bodemdaling vanaf begin productie bij Anjum 18 cm, 10 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer en 2 à 4 cm in de Marnewaard (NAM 2020b).

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

1.5. Leeswijzer

In dit rapport wordt al het onderzoek naar de gevolgen van bodemdaling in het Lauwersmeergebied 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. 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) en is conform de voorgaande rapportages (o.a. Kleefstra *et al.* 2022). 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 en de vegetatiestructuurkartering (hoofdstuk 5), ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (hoofdstuk 6) en de muizenstand in relatie tot muizenetende roofvogels (hoofdstuk 7). Een synthese van monitorings- en onderzoeksresultaten is te vinden in hoofdstuk 8. In dit hoofdstuk worden conclusies weergegeven, samengevat per onderdeel en enkele aanbevelingen voor toekomstige monitoring en onderzoek gedaan zodat verdere stappen gezet kunnen worden in de effectketenbenadering.

2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering

Julia Stahl & Romke Kleefstra

2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer

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

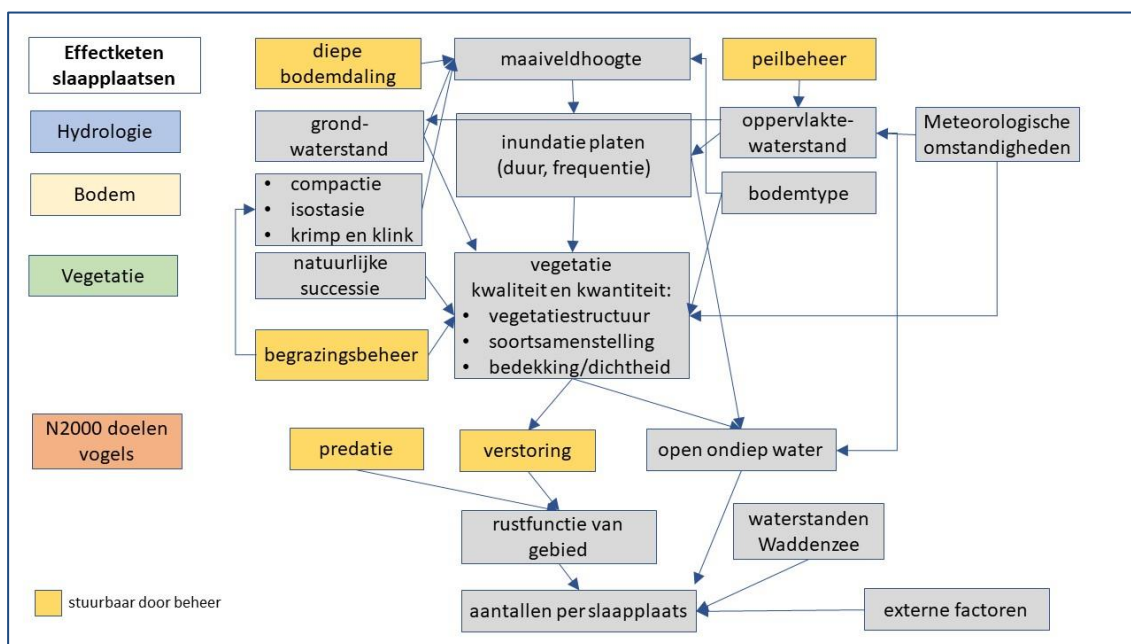
Er bestaat veel kennis over de ecologische processen die een rol zullen spelen in de effectketen in algemene zin, maar over de effectgroottes en precieze vorm van de relaties in het specifieke geval van de Lauwersmeer is veel minder bekend. Op basis van bestaande kennis zijn de belangrijkste variabelen 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 schematisch weergegeven effectketens is ook aangegeven welke variabelen door menselijke activiteiten kunnen worden beïnvloed en welke variabelen zijn meegenomen in de analyse. Wat niet kan worden weergegeven is de factor tijd. Sommige processen kunnen over een hele korte tijdspanne variëren, zoals de waterstand van het oppervlaktewater, terwijl andere processen vele decennia duren, zoals successie.

In eerdere rapportages is reeds een bespiegeling gegeven over de effectketenbenadering (Kleefstra *et al.* 2016 en 2018). 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 2022) 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).



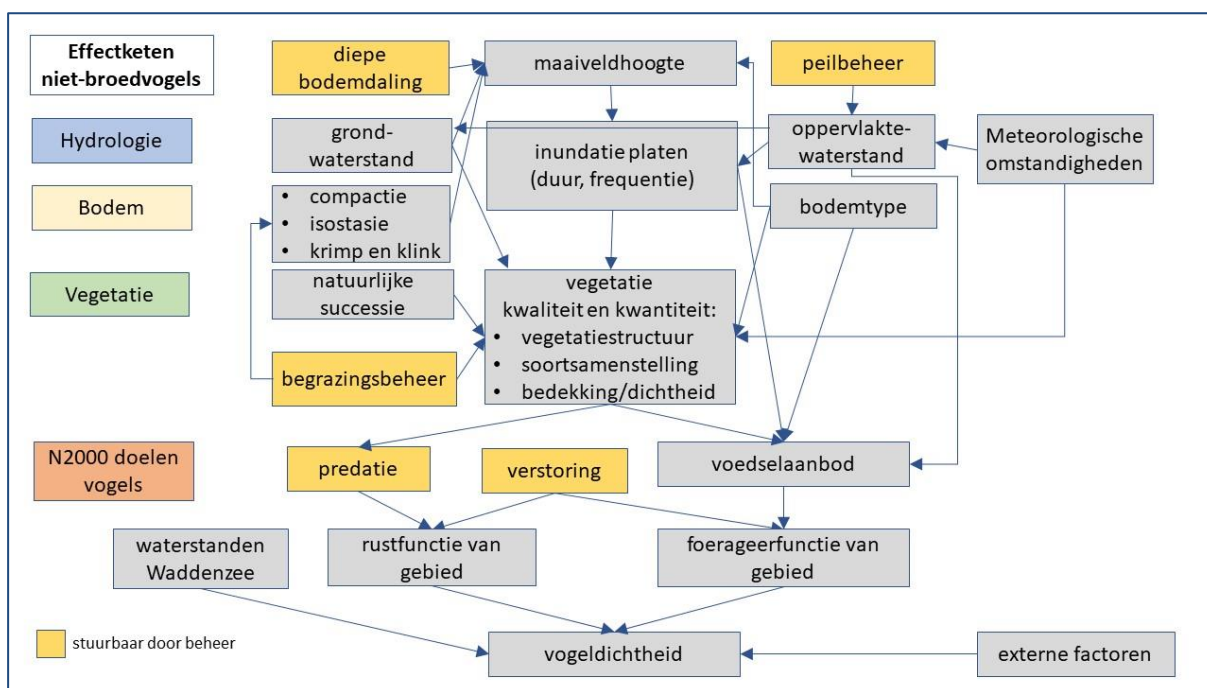
Een deel van het natte rietland in de Middelplaat dat in 2020 is gemaaid, heeft zich niet hersteld en is sindsdien 'open' gebleven, vermoedelijk als gevolg van begrazing door Grauwe Ganzen. In dit open deel vestigen zich o.a. Steltkluten (nest op foto), Kieviten en Kleine Plevieren op droogvallende delen modder, 18 mei 2022 (foto: Romke Kleefstra).



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

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 slaapplaatsen. De gebiedsfuncties van het Lauwersmeer voor niet-broedvogels zijn op advies van de Auditcommissie sinds 2018 geen onderdeel meer van de gedetailleerde analyses. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat binnen Natura 2000 ook gebiedsdoelen voor niet-broedvogels gedefinieerd zijn.

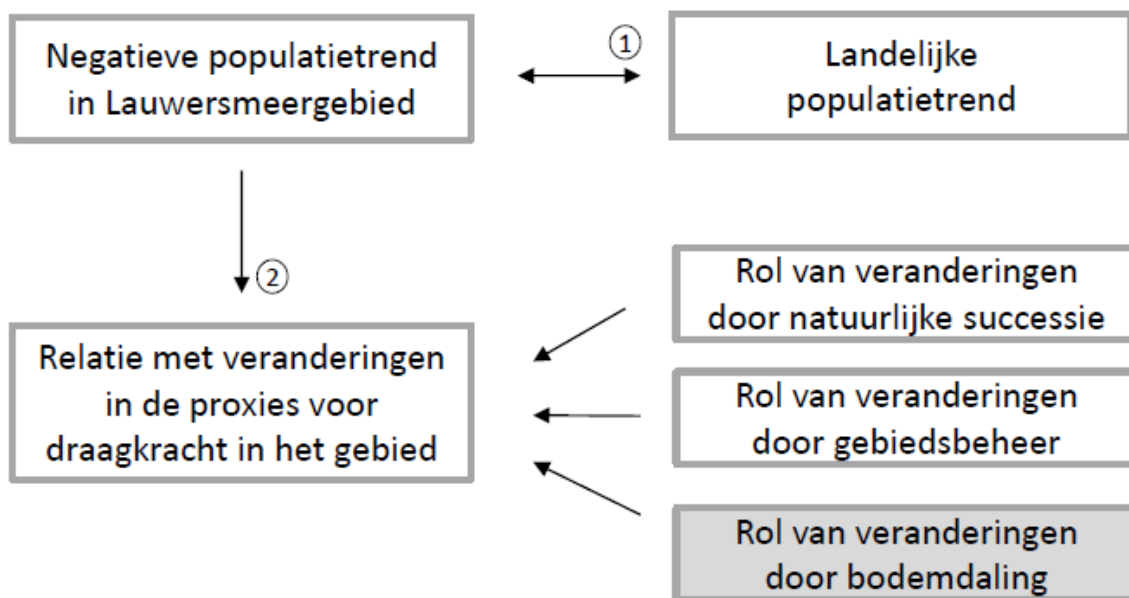


Figuur 2.3. Effectketen voor de functies van het Lauwersmeergebied voor vogels buiten de broedtijd

2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen

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

Tijdens een beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling op beschermde natuurwaarden en specifiek vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie onder 2.3 Soortselectie) wordt in een eerste stap de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort (soms slechts in een specifiek deel van de jaarcyclus). Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied ontbreken dienen veranderingen in vegetatiestructuur en waterstanden als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatiestructuurveranderingen wederom komen tot stand door processen van natuurlijke successie maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft wederom ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar bovenop. De lokale populatieveranderingen van een soort zijn dus het resultaat van een cumulatief effect van veranderingen in gebiedsfuncties. Onze beoordeling geeft per soort een inschatting van het relatieve belang van bodemdaling voor de draagkrachtverandering.



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

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

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

2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000 broedvogelsoorten

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

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

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

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

		Niet of zeer gering		Enigzins belangrijk		Belangrijk			
Soort	Gedrag	Platen		Moerasontwikkeling		Open water			Buiten N2000-gebied
		Geen beheer	Beweidings / maaien in zomer	Geen beheer	Beweidings	Zeer ondiep (0-20 cm)	Ondiep (20-150 cm)	Dieper (> 150 cm)	
Roerdomp	B								
	F								
Bruine Kiekendief	B								
	F								
Grauwe Kiekendief	B								
	F								
Porseleinhoen	B								
	F								
Kluut	B		?						
	F								
Bontbekplevier	B								
	F								
Kemphaan	B								
	F								
Noordse Stern	B								
	F								
Velduil	B	?	?						
	F								
Blauwborst	B								
	F								
Paapje	B								
	F								
Snor	B								
	F								
Rietzanger	B								
	F								

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 vooralsnog onduidelijk, maar aangezien moerasontwikkelingsgebieden omgeven zijn door kaden, zit daar een beperking aan.

Bruine Kiekendief

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

Bruine Kiekendieven foerageren op de platen en vooral later in het broedseizoen (juni-juli) ook in het omringende landbouwgebied en de Marnewaard. Onder 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 sinds 2012 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 2006-2021 in kleine aantallen als broedvogel voor (0-8 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 en Bochtjesplaat), 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 ruim verspreid in het Lauwersmeergebied voor in droog tot vochtig rietland, liefst tot op zekere hoogte gefragmenteerd door begrazing (met modderige paden en open stukken als foerageergebied) en verruiging (struweelopslag). In nat rietmoeras ontbreekt de soort nagenoeg. Indien het huidige gerefereerde habitat vernat als gevolg van bodemdaling kan het areaal geschikt rietland afnemen, zeker in combinatie met voortschrijdende afname van rietland als gevolg van jaarrond begrazing (cumulatief effect).

Snor

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

Rietzanger

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

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

In de moerasontwikkelingsgebieden komt de soort voor in de drogere delen. In deze gebieden kan het broedareaal als gevolg van maaiveldddaling (veroorzaakt door gaswinning, erosie van platen door betreding door vee en veranderingen in oppervlaktewaterstanden) afnemen.



In 2021 maaide Staatsbosbeheer op het zuidoostelijke deel van de Blikplaat een groot stuk rietland om het te vrijwaren van de strooisellaag. Een deel van het gemaaid stuk werd uitgerasterd tegen grote grazers om te zien hoe het rietland zich vervolgens ontwikkelt, 15 juni 2022 (foto: R. Kleefstra).



Het betonnen fietspad dat door de Middelplaat en langs de landaanwinning van de Zoutkamperplaat liep, is verlegd en loopt nu over de landaanwinning van de Zoutkamperplaat. Idee daarachter is dat het de natuurbeleving van fietsers verhoogd. Langs het fietspad is tevens een uitkijktoren geplaatst. Met de aanleg is zijn stroken struwelen rond het nieuwe betonpad verwijderd, o.a. broedhabitat van Roodborsttapuit en Kneu, 22 maart 2022 (foto: R. Kleefstra).

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 maaiveld daling 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 krijgen van de mate van maaiveldverandering, om te kunnen bepalen of deze gecorreleerd is aan de diepe bodemdaling en om maaiveldhoogte te kunnen 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 GNSS-RTK uitgevoerd bij de grondwaterpeilbuizen (in 2008) en bij de pq's (2012). In 2008 zijn vanaf de grondwaterbuizen middels waterpassing ook de maaiveldhoogtes van de pq's bepaald (zie Bijkerk et al. 2008, Bijkerk et al. 2013). In 2019 zijn door A&W opnieuw maaiveldhoogtemetingen uitgevoerd bij de pq's. A&W heeft hiervoor een GNSS-systeem gebruikt, waarbij het positie-signaal via internet is gecorrigeerd tot een nauwkeurigheid van circa 2 centimeter horizontaal en 4 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. 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 is 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).

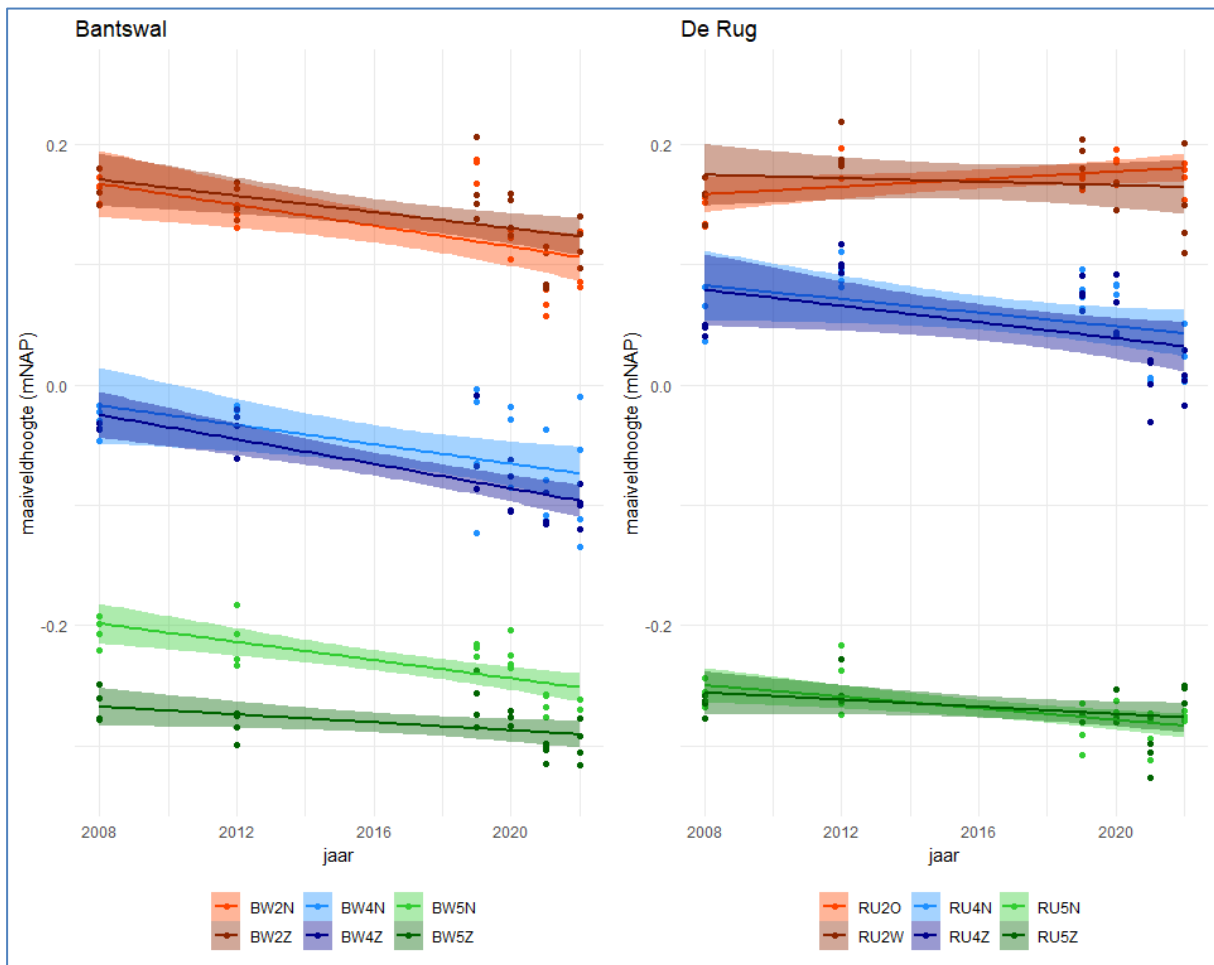
Vergelijking met AHN4

Om het effect te bepalen van maaiveld daling op de overstromingskans en overstromingsduur van de platen in het Lauwersmeergebied is een vlakdekkend beeld gewenst van de actuele maaiveldhoogte. Hiervoor kan het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) worden gebruikt. Sinds december 2022 is versie 4 van het AHN (AHN4) ook publiekelijk beschikbaar voor het Groninger deel van het Lauwersmeer. Een probleem met het AHN is dat het maaiveld van terreinen met hoger opgaande begroeiing soms te hoog wordt ingeschat. Zo bleek bijvoorbeeld bij hoogtemetingen in een rietperceel in Friesland dit verschil gemiddeld 19 cm te zijn (Brongers *et al.* 2023).

Om inzicht te krijgen in de verschillen tussen de AHN4-maaiveldhoogte (DTM-model) en de gemeten maaiveldhoogten zijn de hoogtemetingen op de hoekpunten van de pq's vergeleken met de waarden van het AHN4 op die locaties. Hierbij zijn zowel de hoogtemetingen uit 2021 als uit 2022 gebruikt. Daarnaast zijn in 2022 op 47 locaties met voornamelijk rietvegetatie nog aanvullende hoogtemetingen uitgevoerd. Ook deze zijn vergeleken met de waarden volgens AHN4.

3.2 Resultaten

De meetresultaten van de maaiveldhoogtemetingen bij de pq's zijn weergegeven in Bijlage 1. De analyse van maaiveldveranderingen beperkt zich, net als afgelopen jaren, tot die pq's waarbij van minimaal drie jaren maaiveldhoogtes bekend zijn. 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.



Figuur 3.1. Maaiveldhoogte (in m NAP) van zes pq's op het noordelijk deel van de Bantswal (BW2N+Z, BW4N+Z, BW5N+Z) en van zes pq's op De Rug (Ru2O+W, Ru4N+Z, Ru5N+Z). De gekleurde lijnen zijn de trendlijnen, de in dezelfde tint halftransparant weergegeven band geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval weer, gebaseerd op lineaire verandering in de tijd. De afzonderlijke meetresultaten zijn als stippen weergegeven.

In figuur 3.1 zijn de maaiveldhoogtes van 12 pq's weergegeven als voorbeeld. Uit deze figuur valt, voor deze locaties, op dat:

- er veelal sprake is van maaivelddaling
- een enkele keer ook sprake lijkt van verhoging van het maaiveld (RU2O)
- in sommige gevallen het 95% betrouwbaarheidsinterval dusdanig breed is (of horizontaal loopt) dat er geen eenduidige maaiveldverandering kan worden vastgesteld (BW4N, RU2W, RU4, RU5N)
- de snelheid van maaiveldverandering tussen de pq's varieert. In dit voorbeeld van 1,7 tot 4,9 mm per jaar

De snelheid van maaivelddaling op deze zes locaties in de Bantswal varieert tussen 1,9 en 5,1 mm per jaar (hierin is ook BW4N meegerekend) met een gemiddelde van 3,8 mm/jaar. Voor de zes locaties op De Rug varieert de maaivelddaling tussen -1,6 en 3,5 mm per jaar (gemiddeld 1,6 mm). Maar daarbij moet bedacht worden dat er op De Rug veelal geen duidelijke lineaire trend aanwezig is (r^2 slechts bij één locatie > 0,3).

De snelheid van diepe bodemdaling op deze locaties in de Bantswal varieert tussen 1,8 en 2,0 mm/jaar. De jaarlijkse diepe bodemdaling is daarbij afgeleid van de gemodelleerde bodemdaling in de periode 1 januari 2006 t/m 1 januari 2022 (zie bijlage 2). Op de zes locaties op De Rug varieert de diepe bodemdaling tussen 1,0 en 1,2 mm/jaar.

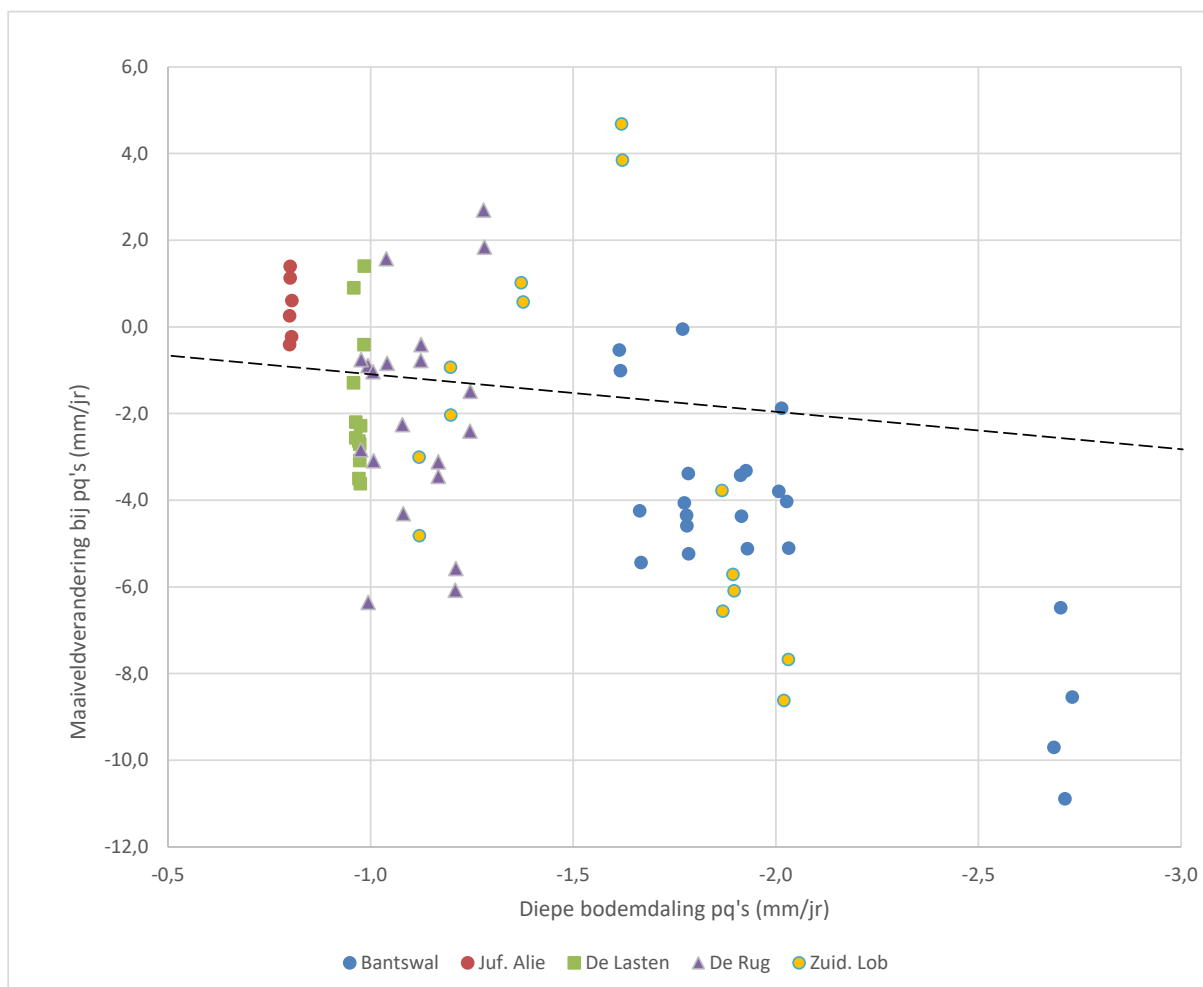
Zoals vorig jaar al is vastgesteld, is het aannemelijk dat de droge zomers van de laatste jaren (2018, 2019), van invloed zijn geweest op de snelheid van maaivelddaling door (ten dele) irreversibele klink van de klei. Een vergelijking tussen de gemodelleerde snelheid van diepe bodemdaling en de gemeten

verandering van maaiveldhoogte is daarom alleen uitgevoerd voor die locaties waarvan sinds 2008 of sinds 2012 de maaiveldhoogte is bepaald. 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 2006 t/m 1 januari 2022.

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 (zie Kleefstra *et al.* 2022). Uit de figuur blijkt dat er tot nu een zwak verband tussen beiden is gevonden. De determinatiecoëfficiënt (R^2) tussen diepe bodemdaling en maaiveldverandering voor deze locaties is 0,37. De pq's op De Rug, De Lasten en in het Terreintje van Juffrouw Alie hebben bijna geen variatie in snelheid van diepe bodemdaling. Desondanks is er een grote variatie in maaiveldverandering, vooral op De Rug.

Ook zijn er enkele pq's waarvan de maaiveldhoogte toe lijkt te nemen met de jaren. Maar in de meeste van die gevallen is de correlatie met tijd zeer gering ($R^2 < 0,1$) zodat daar geen conclusies aan verbonden kunnen worden. Alleen bij de pq's ZL4 en bij SP3 is de correlatie sterker (R^2 resp. 0,45 en 0,66). De pq's van ZL4 (Zuidelijke lob) liggen tegen een vrij open deel rondom een kreekje. Mogelijk vangt deze zone enig slib in bij hoge waterstanden in het Lauwersmeer. Op de Sennerplaat (SP3) kan de toename van maaiveldhoogte worden veroorzaakt door stapeling van strooisel in de dichte rietvegetatie.

In de meeste gevallen is de berekende snelheid van maaiveldddaling groter dan die van de diepe bodemdaling door gaswinning (de meeste punten in figuur 3.2 liggen onder de onderbroken zwarte lijn). Dit kan te maken hebben met het feit dat naast gaswinning ook andere processen bij kunnen dragen aan de maaiveldddaling, zoals isostasie (geringe bodemdaling in Noord-Nederland als gevolg van afsmelten ijskap in Scandinavië na laatste ijstijd), klink, en lokale processen zoals vertrapping, of erosie door afstromend water. Stapeling van strooisel of slibinvang bij inundatie dragen bij aan maaiveldverhoging (zie ook Kleefstra *et al.* 2021).



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 zwarte lijn geeft de nullijn weer, waarbij de diepe bodemdaling overeenkomt met de maaiveld daling.

Op basis van trendlijnen van de afzonderlijke meetpunten met langjarige metingen (2008 – 2022) bedraagt de gemiddelde daling 3,6 mm/jaar. Deze waarde ligt in de range die aangegeven wordt door de bodemdalingskaart 2.0 (www.bodemdalingskaart.nl) die gebaseerd is op hoogfrequente radarmetingen vanuit satellieten van doorgaans harde oppervlakten (InSAR), gemeten vanaf 2015 t/m 2020. Volgens deze site varieert de dalingsnelheid westelijk van het Lauwersmeer, rond Anjum, tussen 5 en 7 mm/jr en aan de noordzijde van het Lauwersmeergebied tussen 3 en 5 mm/jr.

Vergelijking met AHN4

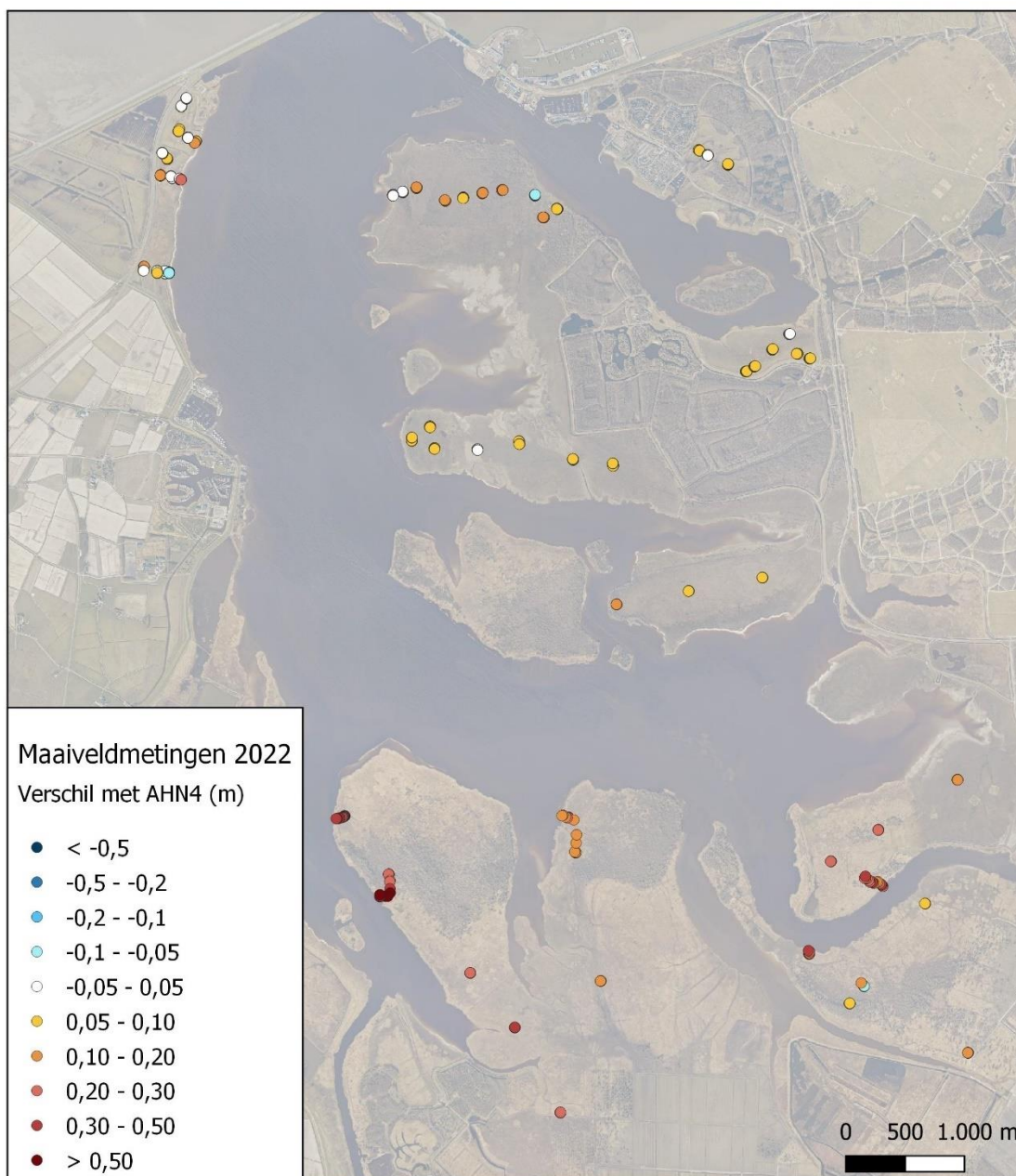
Het totaal aantal gebruikte maaiveldhoogtemetingen uitgevoerd in 2021 en 2022 is 846. Het merendeel hiervan ligt in het structuurtype grasland.

Tabel 3.1. Gemiddeld verschil tussen eigen maaiveldhoogtemetingen en maaiveldhoogte volgens AHN4 DTM waarbij onderscheid is gemaakt naar de structuur van de vegetatie waarin de metingen zijn uitgevoerd. In de derde kolom is het aantal meetpunten per structuurtype weergegeven.

Structuurtype	Verskil (m)	# metingen
Grasland	0,07	599
Landriet	0,25	132
Struweel	0,12	115
Eindtotaal	0,10	846

Gemiddeld geeft de AHN4 een hogere maaiveldhoogte dan op grond van eigen metingen verwacht zou worden. Dit verschil is het grootst in de landrietvegetaties en ligt daar in dezelfde orde grootte als het verschil dat gemeten is in een Fries rietperceel (Brongers et al. 2023).

In figuur 3.3 zijn de locaties van de meetpunten op kaart weergegeven. De meetpunten van de hoeken van de pq's liggen zo dicht bij elkaar dat de punten op deze kaart elkaar overlappen. Uit de figuur blijkt duidelijk dat de grootste afwijking tussen AHN4 en eigen metingen aangetroffen zijn in het zuidelijk deel van het gebied, waar vooral de landrietvegetaties zijn aangetroffen. Vooral aan de westkant van de Sennerplaat (onbeweid, hoogopgaand riet) is het verschil tussen AHN4 en eigen metingen erg groot (> 30 cm). Het verschil van eigen metingen met AHN4 lijkt in rietland met geen of weinig veepadten groter dan in riet met veel veepadten (gefragmenteerd rietland). Maar op grond van 132 meetpunten met het merendeel in gefragmenteerd rietland is dit onderscheid niet heel duidelijk.



Figuur 3.3. Verschil tussen AHN4 en de eigen maaiveldhoogtemetingen bij de permanente kwadraten (pq's) en aanvullende metingen in 2022. NB: Door de schaal van de figuur zijn de afzonderlijke hoekpunten van de pq's niet te onderscheiden maar overlappen deze. Bij een negatieve waarde is de maaiveldmeting hoger dan de AHN4, bij een positieve waarde lager.

3.3 Conclusie diepe bodemdaling en maaiveldddaling

Op het merendeel van de meetpunten is sprake van maaiveldddaling, maar op enkele wordt een stijging van het maaiveld gemeten. De snelheid van maaiveldddaling is voor de periode 2019 t/m 2022 hoger dan voor de periode 2008 t/m 2019. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de droge jaren 2018 t/m 2020 en 2022 die hebben geleid tot krimp, met name op de kleiiger bodems zoals blijkt uit de seizoensvariatie in maaiveldhoogte die is vastgesteld met InSAR-metingen.

Over het algemeen is de maaiveldddaling beduidend groter dan de gemodelleerde diepe bodemdaling, ook als de meetpunten waar pas sinds 2019 is gemeten buiten beschouwing worden gelaten. Ondanks de beperkte nauwkeurigheid van de maaiveldhoogtemetingen (3 cm in verticale richting) laat de berekende maaiveldverandering zien dat diepe bodemdaling zich niet 1 op 1 vertaalt in maaiveldddaling. Op sommige locaties is de maaiveldddaling veel geringer maar op de meeste juist meer dan de gemodelleerde diepe bodemdaling. Naast klink kunnen ook andere factoren bijdragen aan de

maaiveldverandering. De mate waarin diepe bodemdaling door gaswinning precies bijdraagt aan de maaiveldddaling in het natuurgebied is met deze gegevensreeks niet vast te stellen. Wel indiceren de gegevens 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.

De vergelijking met het AHN4 laat zien dat bij analyses waarin bodemhoogte gebaseerd is op het AHN rekening moet worden gehouden met de overschatting van de maaiveldhoogte in het AHN, met name in vegetaties met overjarig riet. De ordegrrootte van die afwijkingen is beduidend groter dan zowel de veranderingen in maaiveldhoogte als de berekende diepe bodemdaling.



Op 8 april overstromde de Zuidelijke Lob en andere lage delen van andere platen door een verhoogd peil in het Lauwersmeer (foto: Romke Kleefstra).

4. Hydrologie

René Buijs

Bodemdaling als gevolg van de gaswinning rond het Lauwersmeer kan ertoe leiden dat de gemiddelde grondwaterstand dichterbij 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 de site https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user_dataset=5fb2550987c60.

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

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

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

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

defecte dataloggers zijn bij constatering voor herstel uitgenomen en na reparatie of vervanging weer zo snel mogelijk teruggeplaatst. De in 2009 geplaatste oppervlakte meetpunten zijn tijdens de strenge winter van 2009/2010 door kruiend ijs verloren gegaan en in november 2011 herplaatst. Door uitval van de datalogger ontbreken de meetgegevens bij meetpunt ZL5B voor een deel van het meetjaar 2020. Voor het peilverloop van het grond- en oppervlaktewater per meetlocatie verwijzen we naar het reeds eerder genoemde Waterweb-portaal:

https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user_dataset=5fb2550987c60. In dat, voor dit project opgestelde, portaal worden de hydrologische data op een inzichtelijke wijze gepresenteerd.

4.2. Resultaten Hydrologie

4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 - 31 december 2022

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 ze 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 geleid tot de grootste uitzakking van de grondwaterstand 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. Het jaar 2022 laat door de droge zomer een grotere uitzakking van de grondwaterstand zien, vergelijkbaar met 2019.

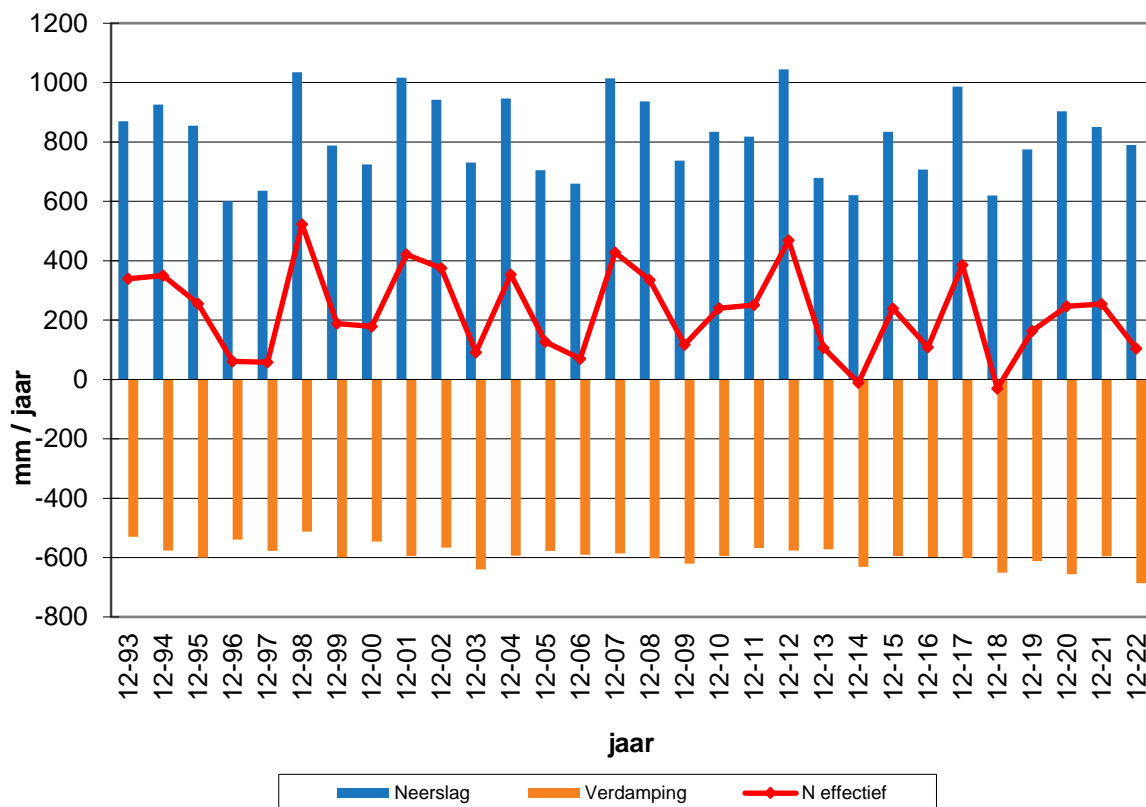
Sommige buizen hebben een relatief vlak peilverloop, met een geringe mate van peilfluctuatie (BW8ab, RU3ab, RU5ab, ZB2). Meer grillig en sterker fluctuerend is het peilverloop bij de meetpunten BW1ab, JA3ab en RU1ab. Een relatief vlak verloop van de grondwaterstand met kortdurende, forse peilstijgingen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

4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2022

Het jaar 2022 is landelijk gezien een extreem warm, recordzonnig en droog jaar geweest (landelijk gemiddeld 729 mm neerslag tegenover 795 mm normaal), maar ook warmer (vanaf augustus) en het zonnigste jaar sinds begin van de waarnemingen in 1901 (bron: KNMI). In de zomerperiode viel minder neerslag dan gemiddeld, eind september was weer aan de natte kant. De zonnige periode in de lente werd onderbroken door enkele zeer natte dagen in het begin van juni. De maanden augustus, september en oktober waren erg droog.

Het KNMI-station Lauwersoog kwam uiteindelijk met 790 mm neerslag boven het landelijk jaargemiddelde uit.

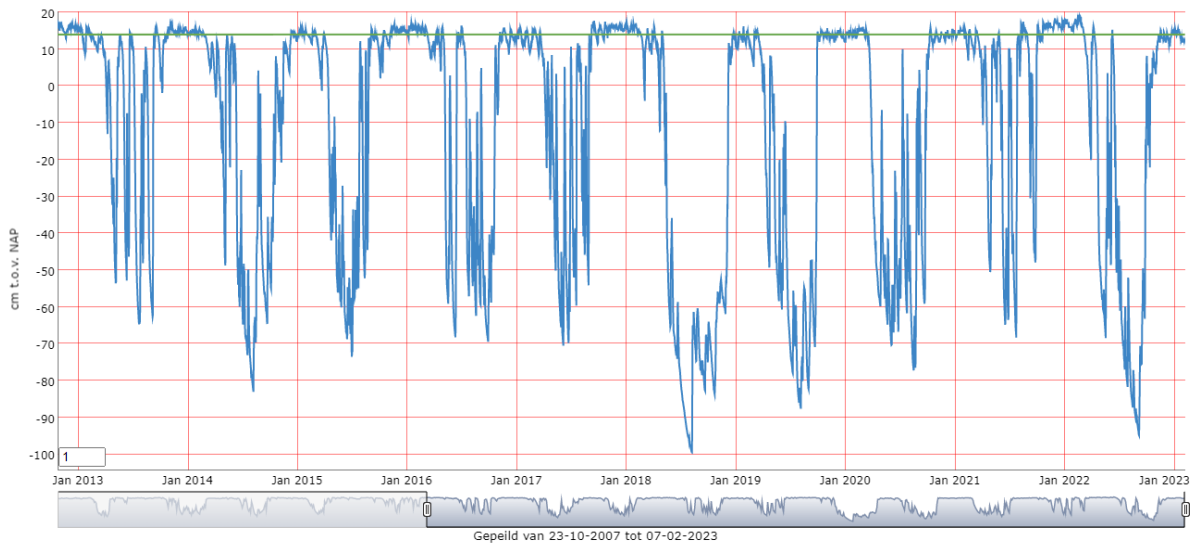
Er was in het Lauwersmeergebied over 2022 sprake van een effectief neerslagoverschot van 104 mm (figuur 4.1).



Figuur 4.1. Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2022, gebaseerd op het KNMI-station Lauwersoog. De rode lijn (N-effectief) geeft het verloop weer van het neerslagoverschot sinds december 1993.

De grondwaterstand daalt in 2022 vanaf begin april, vergelijkbaar met vorig jaar, bij de meeste meetpunten tot ruim onder maaiveldniveau en met het laagste niveau rond eind mei. Dan volgt een peilstijging door een korte natte periode. In de loop van juni zakt de grondwaterstand weer uit. In september stijgt het grondwaterpeil gestaag tot aan of boven maaiveld. Voor de rest van het jaar blijft het grondwaterpeil hoog, zoals te zien is in het grafisch verloop van de meetpunten in het Waterweb-portaal.

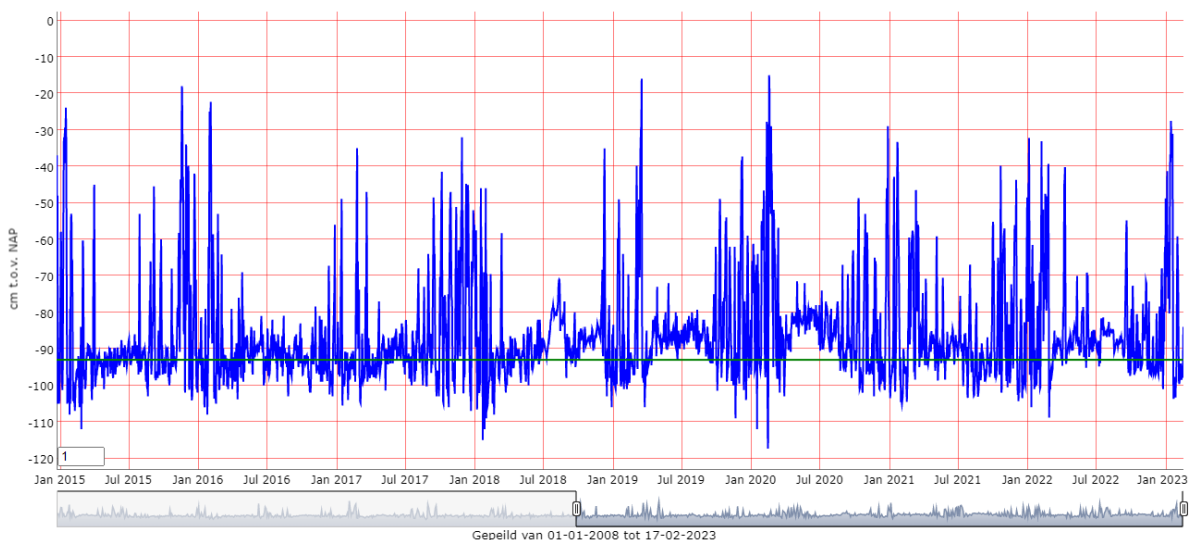
In figuur 4.2 is als voorbeeld het stijghoogteverloop sinds 2013 voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Uit het stijghoogteverloop blijkt dat in de zomer van 2022 de grondwaterstand wederom over een lange periode diep uitzakte, net zoals in 2018, 2019 en 2020. Tussentijds was er in de zomer sprake van enige aanvulling, waarmee de grondwaterstand slechts voor korte tijd weer tot aan maaiveld kwam. Voor de overige buizen en totale meetperiode verwijzen we naar het eerder vermelde Lauwersmeerportaal binnen Waterweb.



Figuur 4.2. Verloop stijghoogte diepere buis bij RU3 (cq. RU3b) voor de periode januari 2013 t/m december 2022 (blauwe lijn). De maaiveldhoogte is met een groene lijn weergegeven.

Bij 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 periode met lagere grondwaterstanden (uitzakking) na 2013 langer duurt dan in 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 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 een hoger streefpeil gehanteerd dan de standaard 93 cm -NAP. Dit is goed zichtbaar in het waterstandverloop van het Lauwersmeer (figuur 4.3).



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).

Uit figuur 4.3 blijkt dat in de zomers van 2018, 2019, 2020 en 2022 een peil van circa -85 cm NAP is gehanteerd. Ook valt de hoge piek op in de maand april 2022 waardoor de lagere plaatdelen geïnundeerd raakten. 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 liggen. Bij de meetpunten die meer centraal op de platen liggen is de grondwaterstand minder grillig.

4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken

Om het grondwaterregime te relateren aan soortensamenstelling van de vegetatie zijn eenduidige parameters gewenst die het grondwaterregime karakteriseren over een specifieke periode. Doorgaans worden hiervoor de gemiddelde grondwaterstand (GG), de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) 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 zijn voor monitoring zijn in tabel 4.2 weergegeven. Hierin is voor 2022 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. De periode is afgestemd op de periode van het wegzakken van grondwaterstanden in het onderzoeksgebied zoals ook blijkt uit figuur 4.2. Gemiddeld over deze buizen was de uitzakkingsduur in 2022 in de zomerperiode 82,3 dagen. Ter vergelijking: in 2021 was dit gemiddeld 17,5 dagen, fors lager dus hetgeen het droge jaar 2022 nog eens benadrukt. Zelfs bij de laagst gelegen meetpunten BP2, BP3, SP3 en SP6 is een forse toename in het aantal dagen uitzakking te zien. Bij deze meetpunten op de Blikplaat en Sennerplaat trad uitzakking tot 80 cm beneden maaiveld in 2021 zelfs niet of nauwelijks op.

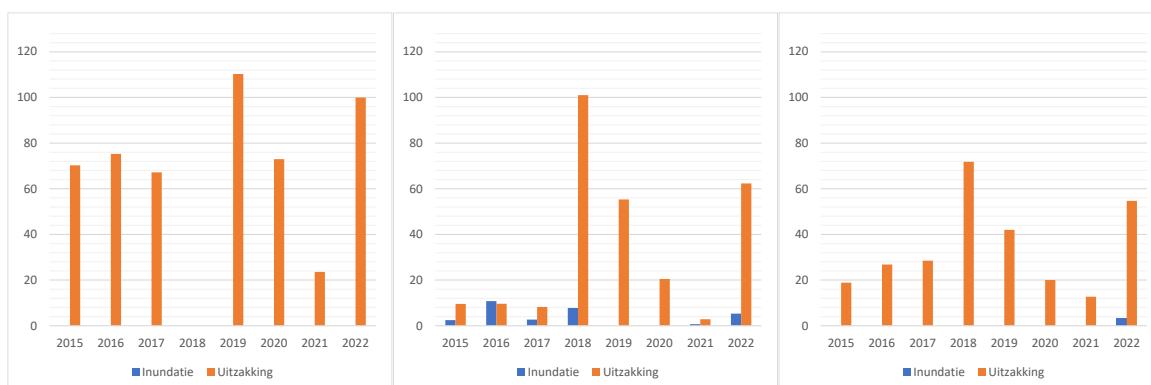
Tabel 4.2. Overzicht kengetallen meetreeksen monitoring peilbuizen Lauwersmeer voor de diepere filters. De waarden hebben, m.u.v. inundatie en uitzakking, betrekking op de gehele monitoringsperiode t/m eind december 2022. Het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart t/m 30 april 2022 en uitzakking dieper dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei t/m 30 september 2022. 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	-27	58	33	-145	178	0	146,2
BW3B	-41	-62	21	23	-160	183	10,8	50,3
BW8B	-12	-44	32	30	-207	237	8,8	112
BW9B	-50	-81	31	26	-206	232	5,9	94
JA3B	-41	-75	34	-34	-157	123	0	54,9
LA3B	-66	-83	17	23	-188	211	8,6	43,3
RU1B	-39	-74	35	24	-143	167	3,4	54,7
RU3B	14	-9	23	23	-101	124	5,3	62,3
RU5B	-4	-46	42	21	-126	147	0	99,9
ZL3B	-64	-96	32	24	-201	225	3,6	98,5
ZL5B	-44	-76	32	25	-177	202	4,8	N.B.
ZB2	-14	-38	24	-7	-140	133	9,8	47
ZB3	-12	-50	38	-6	-142	136	7,0	76,2
SH2	-14	-53	39	-7	-175	168	7,4	115,1
SH3	-29	-61	32	-12	-209	197	5,8	90,1
ZP1	-45	-91	46	-15	-219	204	5,0	95,7
ZP4	-58	-80	22	-11	-180	169	12,2	48,8
ZP5	-2	-69	67	-8	-180	172	0	135,2
BP2	-50	-82	32	-14	-211	197	19,5	103,5
BP3	-74	-89	15	-21	-218	197	24,7	61,5
SP1	-4	-22	18	13	-163	176	43,2	81,3
SP3	-66	-90	24	-13	-237	224	3,4	75,2
SP6	-65	-85	20	-16	-222	206	8,9	64,7

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

Bovenstaande tabel laat zien dat langdurige inundaties (periode van meer dan een week) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2022 zich voordoen bij de meetpunten Bantswal BW3 en BW8, De Lasten LA3, Blikplaat BP2 en BP3, Zuidelijke Ballastplaat ZB2 en ZB3, Schildhoek SH2, Zoutkamperplaat ZP4 en op het hogere deel van de Sennerplaat, bij SP1. Minder langdurig (een week of minder) is de inundatie bij de meeste overige meetpunten. In vergelijking met voorgaand jaar is de inundatieduur in de meeste gevallen langer. Dit heeft ook te maken met het feit dat de Cleveringsluizen door toedoen van de februaristormen (3 op rij) niet hebben kunnen spuien.

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 vrijwel nooit te maken gehad met inundatie terwijl dit voor RU3 wel geldt. Daar ligt de grondwaterstand 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.



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.

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 ervan uitgegaan dat bij een verklaarde variantie van meer dan 70% er sprake is van een acceptabele modellering. De drie eigen meetpunten voor registratie van de oppervlaktewaterstand tonen onderling grote overeenkomst en ook met het langjarig waargenomen meetpunt bij de Cleveringsluizen. Door de relatief korte meetreeksen van de eigen oppervlaktewatermeetpunten geven deze in de tijdreeksanalyse minder goede resultaten dan de langere reeksen van het Waterschap.

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

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

2022:

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

Meetreeks	BW1B	BW3B	BW8B	BW9B	JA3B	LA3B
Prec + Evap	83,1 0,019	82,2 0,017	76,3 0,028	79,6 0,023	76,9 0,014	65,9 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	90,0 0,016	85,8 0,011	90,8 0,014	90,7 0,012	79,0 0,012	85,7 0,012
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,2 0,019	82,1 0,018	75,9 0,030	78,9 0,025	76,9 0,016	64,3 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	83,0 0,019	82,3 0,018	76,8 0,030	80,0 0,025	76,9 0,017	64,4 0,025

Meetreeks	RU1B	RU3B	RU5B	ZL3B	ZL5B
Prec + Evap	81,9 0,015	70,7 0,018	70,6 0,017	78,2 0,028	77,5 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	79,2 0,015	80,0 0,010	85,0 0,009	85,6 0,019	81,7 0,017
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,0 0,016	69,3 0,021	71,3 0,019	77,1 0,030	75,7 0,027
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,0 0,016	71,5 0,021	71,3 0,019	77,1 0,031	75,8 0,027

Meetreeks	ZB2	ZB3	SH2	SH3	ZP1	ZP4
Prec + Evap	66,8 0,028	82,3 0,017	74,8 0,030	67,2 0,028	79,2 0,024	75,2 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	83,4 0,018	82,5 0,014	83,7 0,021	86,7 0,016	89,5 0,016	83,6 0,017
Prec + Evap + Opp.waterpeil	66,2 0,028	83,2 0,017	75,1 0,030	67,5 0,026	77,5 0,024	74,1 0,024
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	66,4 0,028	84,4 0,017	75,4 0,030	67,6 0,026	77,6 0,024	74,6 0,023

Meetreeks	ZP5	BP2	BP3	SP1	SP3	SP6
Prec + Evap	80,7 0,015	73,2 0,025	59,1 0,021	46,9 0,014	60,7 0,028	61,5 0,014
Prec + Evap + Niet Lineariteit	91,1 0,012	90,5 0,016	84,5 0,014	69,5 0,011	75,8 0,019	82,9 0,009
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,0 0,015	73,2 0,027	59,0 0,023	47,3 0,015	57,5 0,029	61,5 0,015
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,1 0,015	73,4 0,027	59,0 0,023	46,8 0,015	57,8 0,029	61,4 0,015

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

De verwachting is dat het meerpeil van invloed is op de grondwaterstanden. Bij bodemdaling kan ook worden verwacht dat - gecorrigeerd voor neerslag, verdamping en meerpeil - de grondwaterstand (ten opzichte van maaiveld) hoger wordt en er een (lineaire) trend aanwezig is. Om te vergelijken of toevoeging van het meerpeil en/of een lineaire trend als verklarende variabelen een beter model oplevert, kan in Menyanthes alleen met een lineair model worden gewerkt. Het model met de laagste FPE is van de drie lineaire modellen dan het beste (c.q. minimaal adequate) model. Uit tabel 4.3 blijkt dit doorgaans het model te zijn met alleen neerslag en verdamping als verklarende variabelen. Toevoeging van een lineaire trend (in combinatie met meerpeil) levert bij de meetpunten ZB3, SH2 en ZP5 een iets beter model op, bij een gelijkblijvende FPE of iets lagere FPE. Een effect van deze verhoogde grondwaterstanden blijkt daar overigens nog niet uit de vegetatieontwikkelingen (zie par. 4.2.2).

Door het te geringe percentage verklaarde variantie (minder dan 70%) bij de meetpunten in de Lasten (LA3b), Zuidelijke Balastplaat (ZB2), Schildhoek (SH3), Blikplaat (BP3) en Sennerplaat (SP1, SP3 en SP6), kan voor het grondwaterpeilverloop van deze buizen een eventuele relatie met bodemdaling niet worden vastgesteld.

4.2.5 Conclusie grondwaterregime en bodemdaling

Het grondwaterstandsverloop wordt het beste verklaard, en dus voornamelijk bepaald, door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot iets 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 en 2022 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meetpunten waar het model met lineaire trend beter scoort dan het simpeler model (ZB3, SH2, ZP5) vrij ver van het centrum van de dalingsschotel. Dat betekent dat 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.



Moeraswespenorchis op het Landje van Juffrouw Alie, 25 juli 2022 (foto: Wout Bijkerk)

5. Vegetatiemonitoring

Wout Bijkerk

De vegetatiemonitoring in 2022 omvatte zowel de jaarlijkse monitoring en analyse van de permanente kwadraten (pq's) als de vegetatie- en structuurkarteringen van transecten.

5.1. Monitoring permanente kwadraten

5.1.1 Werkwijze monitoring en analyse pq's

Het meetnet in het onderzoeksgebied bestaat uit 100 pq's. Iets meer dan de helft hiervan is in 2007 geplaatst, allen in het noordelijk deel van het gebied. Naderhand zijn er pq's bijgeplaatst om een evenredige verdeling te krijgen over de mate van gemodelleerde bodemdaling en de vegetatietypen. Ook is het meetnet in 2014 uitgebreid naar de zuidelijke platen. De vóór 2014 geplaatste pq's zijn duplo's van één locatie. Later is volstaan met één pq per locatie. Nadere informatie is te vinden in Bakker *et al.* (2015). De pq's worden jaarlijks opgenomen en behalve de bedekking van de aanwezige soorten worden ook andere parameters (bedekking van de structuurlagen, reliëf, de mate van vertrapping door vee, e.a.) genoteerd. In de directe omgeving van een aantal van de pq's wordt dagelijks de stijghoogte gemeten in grondwaterbuizen om een relatie tussen grondwaterregime en soortensamenstelling mogelijk te maken. De globale locaties van de pq's zijn weergegeven in bijlage 3. In bijlage 4 zijn de opnamegegevens van de pq's uit 2022 in geordende tabellen weergegeven per vegetatiegroep. Meer gedetailleerde kaarten met de 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 der Veen *et al.* 2005) en 2015 (Bakker & De Hoop 2016). De set

waarmee ITERATIO heeft gerekend bestond daarmee uit 1724 opnamen met in totaal 368 soorten. Hiervan waren 1436 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.

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. Bodemdaling_06-22 per pq-locatie is de gemiddelde diepe bodemdaling vanaf 2006 tot januari 2022 in cm (bron: NAM) overeenkomstig de meetperiode van de meeste pq's.

aanvangsjaar		indicator			bodemdaling_06-22 (cm)	beheer		
pq-locatie	aanvangsjaar	pionierkarakter	verrifting	verruiging			verstruiking	
BW2	2007	0	-1	0	1	2,8	begrazing jaarrond + seizoen	
BW4	2007	0	0	0	0	3,2		
BW5	2007	0	0	0	0	3,2		
BW20(BW6)	2007	0	0	0	0	3,2		
BW10	2007	1	0	0	0	4,3		
BW11	2009	0	0	0	0	3,1		
BW12	2009	0	0	0	0	2,7		
BW13	2009	0	0	0	0	3,1		
BW14(BW3)	2007	-2	0	0	0	2,8		
BW15(BW8)	2007	0	0	0	0	4,3		
BW16(BW9)	2007	0	0	0	0	4,3		
BW17(BW1)	2007	-1	0	0	0	2,9		
BW18	2010	0	0	0	0	2,6		
BW19(BW7)	2007	0	0	0	0	4,4		
LA1	2007	0	0	0	0	1,6		zomermaaien
LA2	2007	0	0	0	0	1,5		
LA3	2007	0	0	0	0	1,5		
LA4	2007	0	0	0	0	1,6		
LA5	2010	1	0	0	0	1,6		
LA6	2010	0	0	0	0	1,6		
JA1	2007	0	0	0	0	1,3	zomermaaien	
JA2	2007	0	0	0	0	1,3		
JA3	2007	0	0	0	0	1,3		
RU1	2007	0	-2	0	2	1,6	begrazing jaarrond + seizoen	
RU2	2007	-1	0	1	2	1,7		
RU3	2007	0	0	0	0	1,8		
RU4	2007	0	0	0	0	1,9		
RU5	2007	0	0	0	0	2,0		
RU6	2007	0	0	1	0	2,0		
RU7	2009	-2	0	0	2	1,7		
RU8	2009	0	0	0	2	1,9		
RU9	2010	0	-1	0	2	1,6		
RU10	2010	0	0	0	0	1,6		

Legenda:

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

pq-locatie	aanvangsjaar	pionierkarakter				bodemdaling_06-22 (cm)	beheer	
		verrieting	verruiging	verstruiking				
ZL1	2007	0	0	0	0	1,8	begrazing jaarrond + seizoen	
ZL2	2007	0	0	0	0	1,9		
ZL4	2007	-2	0	0	0	2,6		
ZL6(ZL3)	2007	0	0	0	0	2,2		
ZL7(ZL5)	2007	0	-2	0	0	3,2		
ZL8	2010	0	0	0	0	3,0		
ZL9	2010	0	0	0	-2	3,0		
ZB1	2014	0	0	0	2	1,7		begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014	2	0	0	1	1,7		
ZB3	2014	0	0	0	-1	1,9		
SH1	2014	0	0	0	0	2,0	begrazing seizoen	
SH2	2014	0	0	0	-2	2,0		
SH3	2014	0	0	-1	0	2,0		
ZP1	2014	0	0	0	0	2,2	begrazing jaarrond	
ZP2	2014	0	-2	-2	0	2,4		
ZP3	2014	1	-1	0	-1	2,3		
ZP4	2014	0	1	0	0	2,1		
ZP5	2014	0	-1	-2	0	2,6		
BP1	2014	0	-2	-2	0	2,2	begrazing jaarrond	
BP2	2014	0	0	0	0	2,0		
BP3	2014	0	-2	0	0	2,0		
SP1	2014	0	1	-1	0	2,9	jaarrond begrazing	
SP2	2014	0	-2	0	0	2,7		
SP3	2014	0	0	-1	0	2,5		
SP4	2014	0	-1	0	0	2,5	niets doen	
SP5	2014	0	-1	0	1	2,8		
SP6	2014	0	0	-2	0	3,4		

De indicaties op basis van soortgroepen verschillen voor 2022 nauwelijks van die van 2021. 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

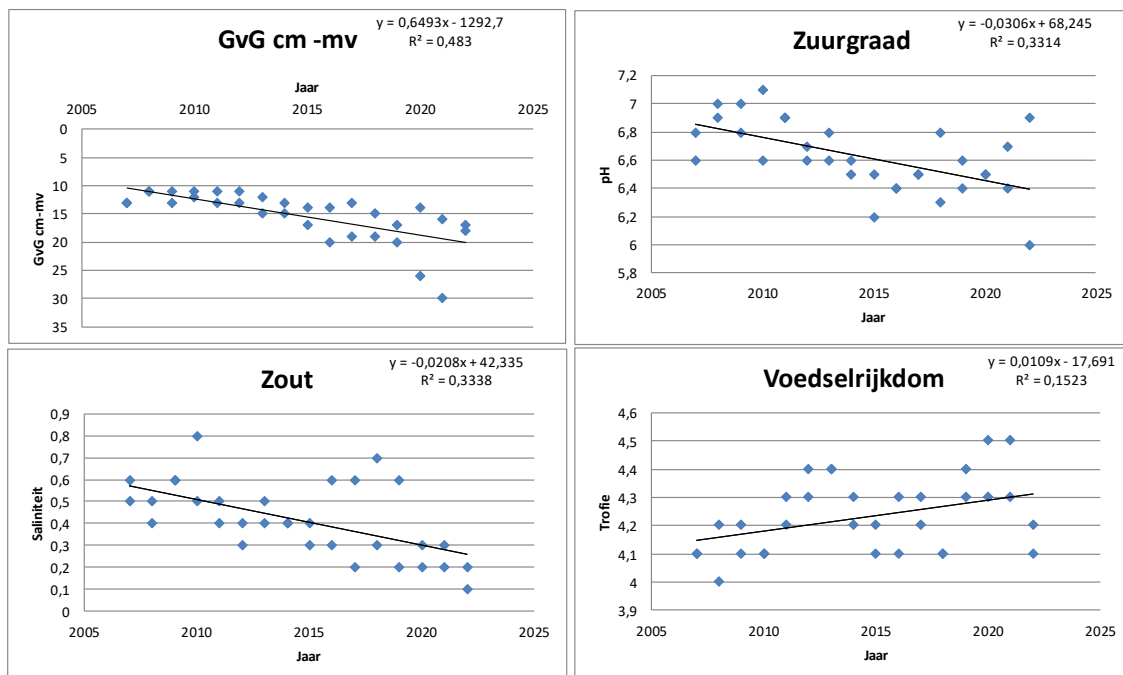
hierbij op: alle drie terreinen met jaarrond begrazing. Op de Zoutkamperplaat is het riet binnen de pq's vrijwel verdwenen. De enige pq die een omgekeerd beeld laat zien is ZP4. Hier neemt de bedekking door riet gestaag iets toe.

- 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 ruigkruiden is afgenomen terwijl deze pq in onbegrasd terrein ligt. 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 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 Kruipwilg toe. Ook bij BW2 en ZB1 is sprake van toename van de struiklaag, die hier uit Kruipwilg bestaat. Een afname in de struikbedekking (c.q. Kruipwilg) 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 ruigkruiden 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 ruigkruiden 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 ruigkruiden. Integendeel, op de Zoutkamperplaat, de Blikplaat en de Sennerplaat neemt de bedekking aan natte ruigkruiden af, soms tegelijk met de afname van riet.

5.1.2 Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling

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



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

Uit figuur 5.1 blijkt dat er in dit voorbeeld sprake is van een (indicatie van een) lichte trendmatige daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (met 0,65 cm/jr) en van lichte daling van de zuurgraad (met 0,03 pH-waarde/jr) op pq-locatie BW2. Indicatie voor voedselrijkdom vertoont nauwelijks een lineaire trend ($r^2 < 0,3$). De verandering in zoutgehalte is gering (0,02 punt). 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 rus, Zilte zegge, Aardbeiklaver, Dwergzegge en Strandduizendguldenkruid. Opvallend is wel het verschil tussen de duplo's in 2022;
- ten aanzien van zoutgehalte zijn de verschuivingen in soortensamenstelling gering. De zouttolerantere soorten als Aardbeiklaver, Fraai duizendguldenkruid, Zilte zegge en Zilte rus nemen af of zijn verdwenen.

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: Het kleurenschema van tabel 5.2 komt overeen met dat van tabel 5.1 (verlaging = blauwtinten, verhoging = roodtinten). Verlaging van de voorjaarsgrondwaterstand (GvG), oftewel verdroging, is weergegeven in roodtint aangezien de waarde is uitgedrukt in cm beneden maaiveld (dus hoe groter het getal, des te lager de voorjaarsgrondwaterstand).

Uit de tabel blijkt dat:

- evenals afgelopen jaren de verandering in soortensamenstelling voornamelijk een verdroging (toename van de GvG beneden maaiveld) indiceert. Van de 60 pq-locaties geven 13 een indicatie voor verdroging en 4 een indicatie voor vernatting. Tot vorig jaar was die verhouding nog 16 : 2. Met andere woorden: het aantal locaties met indicatie van verdroging is na vorig jaar wat afgenomen. Dat is een gevolg van de minder droge omstandigheden in 2021 in vergelijking tot de jaren 2018 t/m 2020. Die droge jaren hebben geleid tot meer indicatie voor lagere grondwaterstand in de erop volgende jaren. Daarmee lijkt de indicatie voor lagere GvG eerder een gevolg van verder uitzakkende zomergrondwaterstanden in de voorgaande jaren dan van daadwerkelijk lagere voorjaarsgrondwaterstanden. Gezien de droge zomer van 2022 is de verwachting dat de geïndiceerde GvG in 2023 weer lager zal zijn dan die van 2022. De locaties met indicatie voor vernatting liggen voornamelijk op de onbegaasde Sennerplaat De vernatting

wordt afgeleid uit de toename van de iets nattere kruiden als Watermunt, Wolfspoot en Kleine watereppe 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 24 een afname van de pH zien en 7 een toename. Tot vorig jaar was die verhouding 18 : 6. 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 het bovenste deel van de bodem. De pH-indicaties liggen desondanks grotendeels nog steeds in het neutrale tot 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 uit 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 2022 het zoutgetal met resp. 1,1 en 2,0 nog steeds laag is;
- indicaties voor verandering in trofiegraad (voedselrijkdom) doorgaans duiden op een lichte toename van de voedselrijkdom. Voor de pq's op De Rug geldt dat deze trend een gevolg is van afname van mossen van voedselarme (en kalkhoudende) omstandigheden zoals Sterrengoudmos, Veenknikmos, Echt vetmos en de toename van soorten van voedselrijke omstandigheden als Duinriet en Koninginnekruid. 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 het zuidelijk deel Sennerplaat (eigenlijk de Pompsterplaat, met jaarrondbegrazing) en op de Schildhoek (seizoensbegrazing). Een koppeling tussen voedselrijkdom en beheer lijkt daarmee voor de hand te liggen, maar in die drie deelgebieden liggen ook pq-locaties waar de vegetatie juist een toename aan voedselrijkdom weerspiegelt zodat er geen sprake is van een eenduidige relatie met het beheer. Ook kan de verdroging van de afgelopen jaren en de daarmee gepaard gaande versterkte afbraak (zeker in kalkhoudende situaties) en mineralisatie, hebben bijgedragen aan de toename van de voedselrijkdom.



Met de snel toenemende opslag van bomen en struwelen ruikt ook de Grauwe Wilg op op De Rug, 17 augustus 2022 (foto: Wout Bijkerk)

Tabel 5.2. Indicatie vanuit de vegetatie voor de jaarlijkse verandering in: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG, in cm -mv dus positief getal is verdroging), 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 2022 in de tabel opgenomen. De kleuren geven een indicatie van de mate van verandering. Net als bij tabel 5.1 geven blauwtinten afname weer en roodtinten een toename. * BW10 was in 2022 geheel kaal en is daarom niet in rechterdeel van de tabel opgenomen.

pq-locatie	aanvansjaar									bodemdeling_06-22 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
BW2	2007	0,65	-0,03	-0,02		17,5	6,5	0,2	4,2	2,8	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007			-0,21	0,01	5,0	8,0	6,7	3,8	3,2	
BW5	2007					7,0	7,7	2,7	4,2	3,2	
BW20(BW6)	2007					5,0	7,9	3,5	4,0	3,2	
BW10	2007					-	-	-	-	4,3	
BW11	2009		-0,02	-0,04		9,5	7,0	0,4	4,4	3,1	
BW12	2009	0,7	-0,02			16,5	6,8	0,5	4,7	2,7	
BW13	2009			-0,2		5,0	8,0	6,9	3,9	3,1	
BW14(BW3)	2007		-0,01			6,0	7,9	3,7	3,9	2,8	
BW15(BW8)	2007					8,0	7,8	2,7	4,1	4,3	
BW16(BW9)	2007					5,0	8,0	8,7	3,7	4,3	
BW17(BW1)	2007	0,79		-0,05	0,03	27,0	6,7	0,3	4,6	2,9	
BW18	2010	0,63		-0,04		17,5	6,5	0,3	4,4	2,6	
BW19(BW7)	2007		-0,01	-0,02		18,0	6,8	0,4	5,0	4,4	
LA1	2007	0,23				13,0	6,6	0,3	4,3	1,6	zomermaaien
LA2	2007	0,7	-0,03			13,5	6,8	0,4	4,4	1,5	
LA3	2007	0,46	-0,03			11,0	7,1	1,0	4,5	1,5	
LA4	2007					14,5	6,8	0,5	4,4	1,6	
LA5	2010		-0,03			17,0	6,5	0,6	4,2	1,6	
LA6	2010		-0,03			17,5	6,5	0,5	4,3	1,6	
JA1	2007					11,5	7,0	0,3	3,9	1,3	zomermaaien
JA2	2007					14,0	7,0	0,3	3,9	1,3	
JA3	2007	0,75	-0,04	0,01		22,5	6,3	0,4	4,0	1,3	
RU1	2007		0,03			10,5	6,8	0,4	4,5	1,6	begrazing jaarrond + seizoen
RU2*	2007	0,34	-0,02	-0,01	0,04	13,5	7,1	0,2	4,1	1,7	
RU3	2007				0,02	7,5	7,2	0,3	3,8	1,8	
RU4	2007					6,5	7,2	0,3	3,6	1,9	
RU5	2007					8,0	7,2	0,6	4,3	2,0	
RU6	2007	0,48		0,05		16,0	7,0	0,6	4,6	2,0	
RU7	2009	0,22		-0,01	0,04	12,0	7,3	0,2	4,0	1,7	
RU8	2009					10,0	7,1	0,3	4,2	1,9	
RU9	2010					9,0	6,7	0,2	4,4	1,6	
RU10	2010		0,02			9,0	7,3	0,8	4,2	1,6	

pp-locatie	aanvangsjaar	2007				2010				bodemdaling_06-22 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
ZL1	2007		0,01	0,09		6,5	7,1	1,1	4,4	1,8	begrazing jaarrond + seizoen
ZL2	2007		-0,01	-0,18		6,0	7,8	2,6	4,2	1,9	
ZL4	2007		-0,01	-0,29	0,03	6,0	7,8	3,4	4,1	2,6	
ZL6(ZL3)	2007					6,5	7,4	1,7	4,1	2,2	
ZL7(ZL5)	2007					9,5	6,8	0,5	4,4	3,2	
ZL8	2010					9,0	6,8	0,4	4,3	3,0	
ZL9	2010			0,02		10,5	7,0	0,4	4,4	3,0	
ZB1	2014		-0,02	-0,02		6,0	6,8	0,1	4,2	1,7	begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014		0,01			8,0	7,1	0,3	3,9	1,7	
ZB3	2014		-0,02	-0,03		7,0	6,7	0,0	4,3	1,9	
SH1	2014		0,05	0,14	-0,02	6,0	7,6	2,0	4,3	2,0	seizoens begrazing
SH2	2014		-0,03		-0,02	8,0	6,5	0,2	4,5	2,0	
SH3	2014	0,35	-0,03	0,01		10,0	6,7	0,3	4,6	2,0	
ZP1	2014			-0,13		6,0	7,8	1,9	4,3	2,2	jaarrond begrazing
ZP2	2014				-0,05	8,0	6,7	0,2	4,2	2,4	
ZP3	2014					10,0	6,5	0,4	4,6	2,3	
ZP4	2014	-0,13	-0,02	-0,1	0,04	4,0	7,2	1,5	4,6	2,1	
ZP5	2014				-0,03	15,0	6,9	0,6	4,5	2,6	
BP1	2014		-0,03			7,0	6,8	0,4	4,5	2,2	
BP2	2014				0,02	6,0	7,6	1,9	4,4	2,0	jaarrond begrazing
BP3	2014		-0,05		0,04	3,0	7,1	1,2	5,0	2,0	
SP1	2014	-0,62	-0,02		-0,02	7,0	6,7	0,4	4,9	2,9	
SP2	2014	0,23	0,03	-0,02		6,0	6,8	0,4	4,7	2,7	jaarrond begrazing
SP3	2014		-0,03			3,0	7,0	0,4	4,9	2,5	
SP4	2014	-0,22	-0,02			5,0	7,0	0,3	4,8	2,5	
SP5	2014	-0,45	0,04	0,08		7,0	7,0	1,3	4,0	2,8	niets doen
SP6	2014		-0,03			5,0	6,9	0,4	4,4	3,4	

5.2 Transectkartering

In 2022 zijn net als in 2018, 2014, 2012 en 2008 transecten gekarteerd. De vijf transecten die in 2008 en 2012 ook al opgenomen werden, liggen in de gebieden De Rug, Zuidelijke Lob, De Lasten, Bantswal, Juffrouw Alie. Sinds 2014 zijn daarnaast zes transecten opgenomen op de zuidelijke platen: Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek, Zoutkamperplaat (twee transecten), Blickplaat en Sennerplaat. De ligging van de transecten is weergegeven in figuur 5.2. Het transect op De Lasten is uiteindelijk afgelopen jaar niet opgenomen want deze bleek al begin juli te zijn gemaaid.

5.2.1 Werkwijze transectkartering 2022

De transecten zijn 20 meter brede stroken waarbinnen min of meer homogene vlakken zijn onderscheiden op basis van vegetatietype, aspecten en plantensoorten. Voor de kartering van vegetatietypen is in de transecten gebruik gemaakt van de typologie van de vegetatiekartering van het Lauwersmeer van 2015 (Bakker & De Hoop 2016). Deze typologie kan worden terugvertaald naar de typologie die ook in eerdere karterjaren is gebruikt.

Op basis van de gekarteerde vegetatietypen en de per transectvlak bijgehouden structuuraspecten is van de vlakken het structuurtype bepaald, overeenkomstig met die van de integrale structuurkarteringen (zie Kleefstra *et al.* 2022).



Figuur 5.2 Ligging van de vegetatietransecten die onderdeel vormen van de langjarige monitoring naar de effecten van bodemdaling. Het transect in De Lasten is in 2022 niet opgenomen.

De gebruikte structuuraspecten zijn vermeld in tabel 5.3.

Tabel 5.3. Overzicht van de gebruikte aspecten en de daarbij eventueel onderscheiden bedekkings- of hoogteklassen.

Code	Omschrijving	Onderscheiden klassen
P	Rietbedekking	1(1-5%); 2(5-25%); 3(25-50%); 4(>50%)
RI	Landriet	n.v.t.
Rw	Waterriet	nvt
Re	Riet egaal verdeeld	nvt
Ro	Riet vlekkerig of veel open plekken	nvt
Rh	Riethoogte	Genoteerd in cm, tot 10 cm nauwkeurig
H	Houtigen bedekking	1(1-5%); 2(5-25%); 3(25-50%); 4(>50%)
Hh	Hoogte houtigen	1(=<1m); 2(1-3m); 3(3-10m); 4(>10m)

Code	Omschrijving	Onderscheiden klassen
He	Houtigen egaal verdeeld	nvt
Ho	Houtigen vlekkelig of open plekken	nvt
G	Aandeel kale grond	1(1-5%); 2(5-25%); 3(25-50%); 4(>50%)
K	Kruipwilg bedekking	1(1-25%); 2(25-50%); 3(>50%)
a	Akkerdistel	minimaal frequent aanwezig
b	Grote brandnetel	minimaal frequent aanwezig
c	Hennegras	minimaal frequent aanwezig
d	Duinriet	minimaal frequent aanwezig
s	Strandkweek	minimaal frequent aanwezig

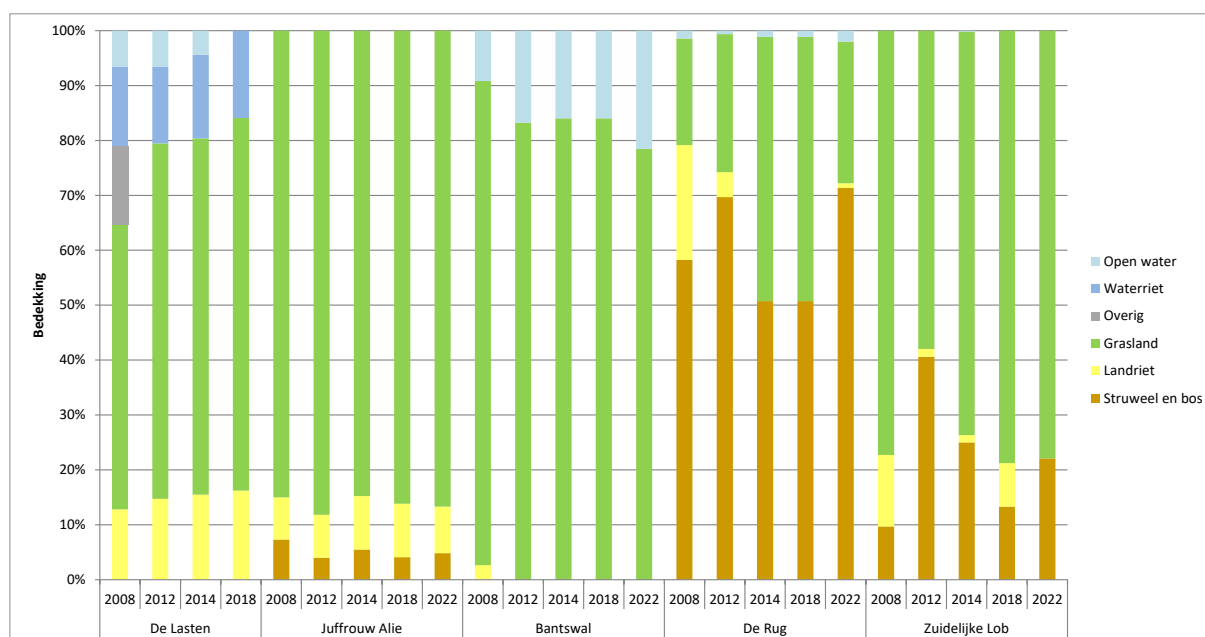
De onderscheiden structuurtypen zijn gegroepeerd tot structuurgroepen, net als bij de vorige analyses van de transecten (Kleefstra et al. 2019). In tabel 5.4 zijn de kenmerken en de groepering van de structuurgroepen weergegeven. Ook het vegetatietype kan bepalend zijn bij de toekenning van een structuurtype (Vegtype=j).

Tabel 5.4. Overzicht van de onderscheiden structuurgroepen en -typen en hun structuurkenmerken. De percentages in de 3^e en 5^e kolom betreffen de bedekkingspercentages door houtigen resp. door riet. Als het aangetroffen vegetatietype mede van belang is voor de toekenning van het structuurtype, dan is dat in de laatste kolom aangegeven met 'j'.

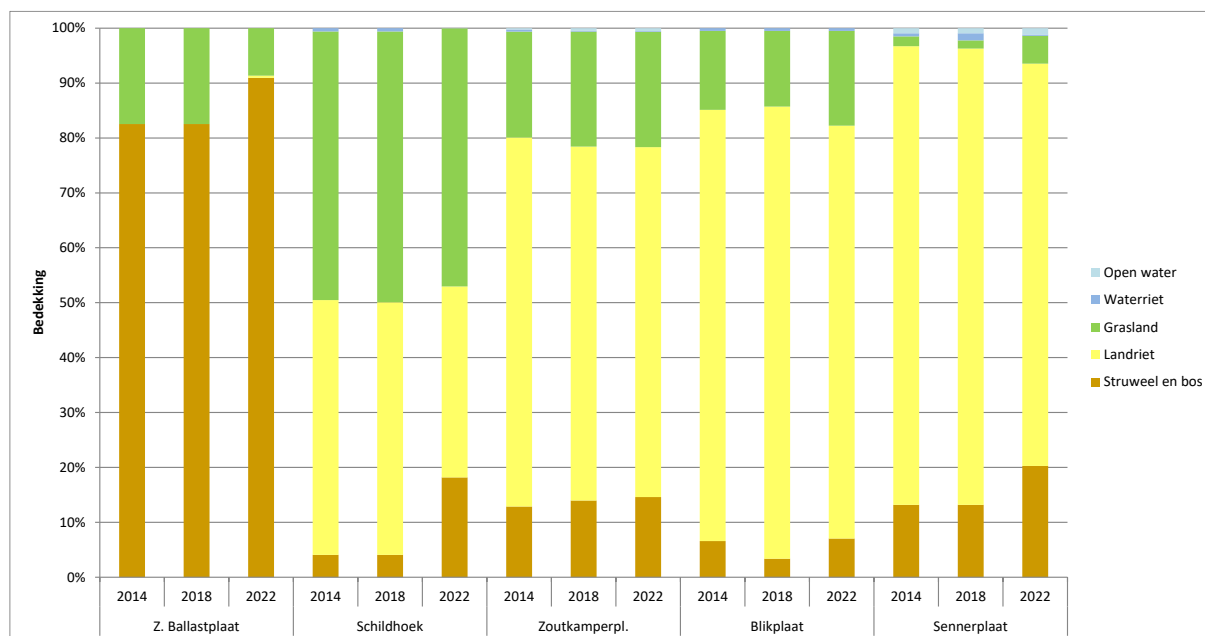
Structuurgroep	Structuurtype	Houtigen %	Houtigen Hoogte (m)	Riet %	Veg-type
Bos en struweel	Bos	≥ 25	≥ 10	nvt	nvt
	Dicht struweel, laag	≥ 50	0,2–1	nvt	nvt
	Dicht struweel, middelhoog	≥ 50	1-3	nvt	nvt
	Dicht struweel, hoog	≥ 50	3-10	nvt	nvt
	Open struweel, laag	25-50	0,2–1	nvt	nvt
	Open struweel, middelhoog	25-50	1-3	nvt	nvt
	Open struweel, hoog	25-50	3-10	nvt	nvt
Rietland	Rietland, dicht en structuurarm	<25	nvt	≥ 50	j
	Rietland, open en structuurarm	<25	nvt	25-50	j
	Rietland, dicht en structuurrijk	<25	nvt	≥ 50	j
	Rietland, open en structuurrijk	<25	nvt	25-50	j
	Waterriet, dicht	<25	nvt	≥ 50	j
	Waterriet, open	<25	nvt	5-25	j
	Grasland hoog opgaand	<25	nvt	<25	j
	Droge ruigte	<25	nvt	<25	j
Grasland	Grasland laag	<25	nvt	5-25	j
	Zilte pioniervegetaties	<25	nvt	<25	j
	Kaal	<25	nvt	<25	j
Open water	Open water	<25	nvt	<5	nvt
Overig	Antropogeen	nvt	nvt	nvt	nvt

5.2.2 Resultaten structuurveranderingen in de transectkarteringen

Het aandeel van de structuurgroepen in de transecten is per deelgebied en opnamejaar weergegeven in figuren 5.3 (noordelijke gebieden) en 5.4 (zuidelijke gebieden).



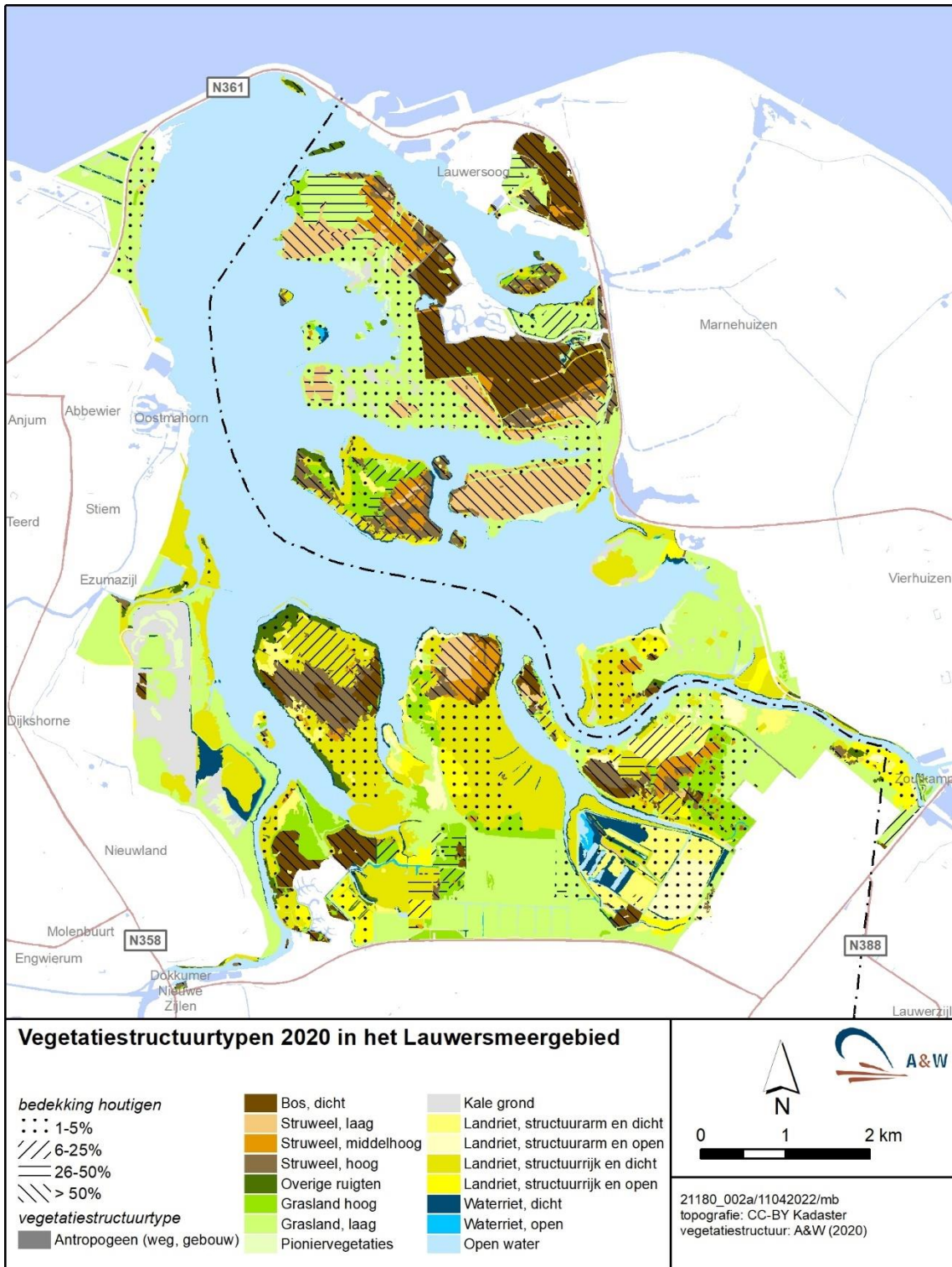
Figuur 5.3 Oppervlakteaandeel van structuurgroepen in vegetatietransecten in noordelijke deelgebieden in 2008, 2012, 2014, 2018 en 2022.



Figuur 5.4 Oppervlakteaandeel van structuurgroepen in vegetatietransecten in de zuidelijke deelgebieden in 2014, 2018 en 2022.

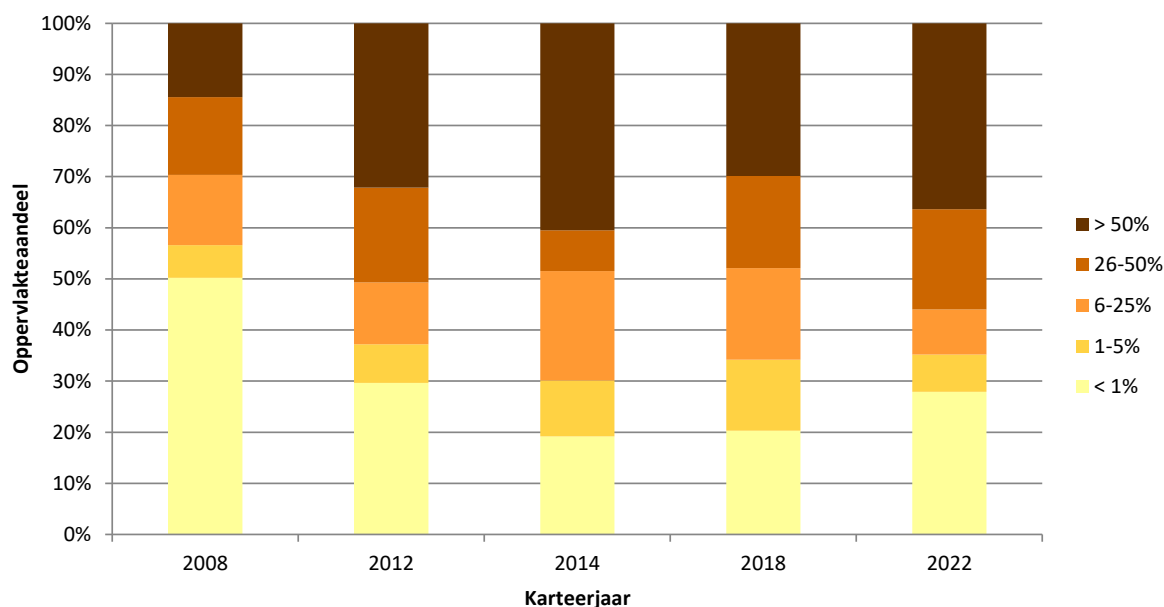
Wat vooral opvalt is de toename aan bos en struweel (in dit geval voornamelijk struweel) in de niet gemaaide transecten. De enige uitzondering is het transect op de begraasde Bantswal. De geconstateerde toename van struweel is ook in lijn met de structuurveranderingen zoals die werden vastgesteld bij de integrale structuurkartering op basis van luchtfoto's uit 2020 (Kleefstra *et al.* 2022, zie ook figuur 5.5). Op De Rug en op de Zuidelijke lob neemt bos/struweel weer toe, na de afname die plaatsvond na 2012 toen een rupsenplaag zorgde voor sterk verminderde vitaliteit van Duindoorn en

van Grauwe wilg. Maar in deze beide transecten neemt ook Kruiwilg toe (zie ook de analyse van de permanente kwadraten, par. 5.1.2). De toename van struweel gaat op de zuidelijke platen (Sennerplaat, Blikplaat en Schildhoek) samen met een afname van het landriet. Landriet is op De Rug en op de Zuidelijke Lob na 2012 al zo goed als verdwenen in de transecten. Op de Zoutkamperplaat lijkt het aandeel landriet zich in beide transecten te stabiliseren.



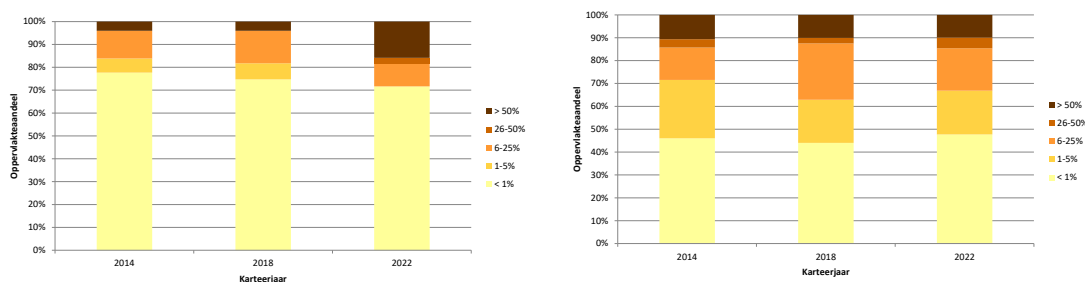
Figuur 5.5 Vegetatiestructuurkaart Lauwersmeergebied op basis van luchtfoto's 2020 en veldcontrole 2021 (Bron: Kleefstra et al. 2022).

Naast een analyse op het niveau van structuurtypen zijn ook de veranderingen per bijgehouden aspect beoordeeld. Dit omdat dat een gedetailleerder beeld geeft van bijvoorbeeld bedekking door houtigen (bedekkingsklassen <1%; 1-5%; 6-25%; 26-50% en >50%) dan de structuurtypen die alleen onderscheid maken in <26%, 26-50% en >50% bedekking door houtigen. In de noordelijke begraasde deelgebieden (Bantswal, De Rug, Zuidelijke lob, Zuidelijke Ballastplaat) is de bedekking door houtigen sinds de start van de metingen toegenomen. Voor de transecten in deze gebieden gezamenlijk geeft figuur 5.6 een beeld van de verschuivingen in de bedekkingsklassen van de houtige soorten. Het oppervlak met meer dan 25% houtigen neemt na een eerdere stabilisatie weer toe. Dat lijkt vooral een gevolg van verdichting van delen met een lagere struweelbedekking (1-25%) die na 2018 in oppervlak afnemen. Opvallend is dat ook het oppervlak zonder struiken (bedekking < 1%) na 2018 lijkt te zijn toegenomen. Mogelijk worden de delen met matige struikbedekking voor de grazers minder interessant zodat deze verdichten terwijl delen met geringe struikbedekking door de verschuiving in de graaspatronen juist iets opener worden want door verdergaande dichte verstruiking neemt graasdruk op resterende delen waarschijnlijk toe.



Figuur 5.6 Oppervlakteaandeel van de bedekking door houtigen (5 bedekkingsklassen, zie legenda) in het geheel van de transecten van de Bantswal, De Rug, Zuidelijke lob en Zuidelijke Ballastplaat.

Op de onbegraasde Sennerplaat is binnen het transect het aandeel zonder struiken sinds 2014 stabiel, maar de delen met geringe en matige struikbedekking verdichten eveneens. In het transect op de Schildhoek (fig. 5.7, links) neemt het areaal met minder dan 6% struiken sinds 2014 af. Het struweel breidt zich hier uit en verdicht.

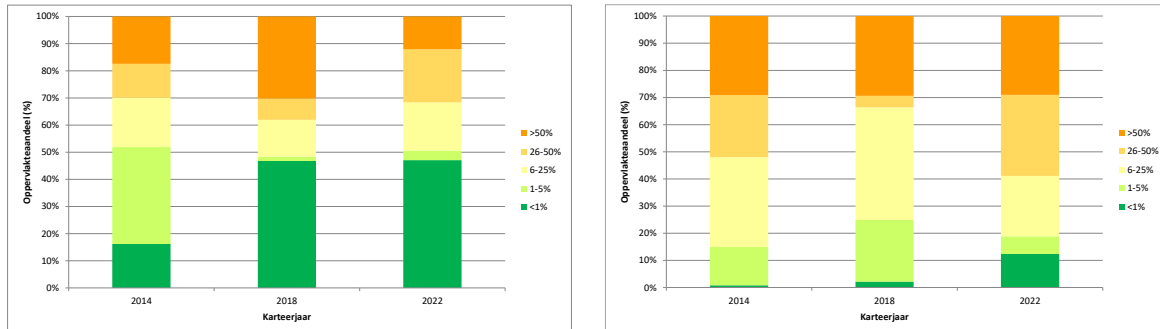


Figuur 5.7 Oppervlakteaandeel van de bedekking door houtigen (5 bedekkingsklassen, zie legenda) op de transecten van de Schildhoek (links) en de Zoutkamperplaat (rechts).

Op de Zoutkamperplaat (fig. 5.7, rechts) zijn de oppervlakteaandelen van de bedekkingsklassen van houtigen vrij stabiel.

Net als voor houtigen, is ook de ontwikkeling in bedekkingsklassen van riet nader beschouwd. Dit natuurlijk alleen voor die transecten waarin rietvegetaties aanwezig zijn en die van belang zijn voor de hier aanwezige broedvogels en de hier jagende roofvogels.

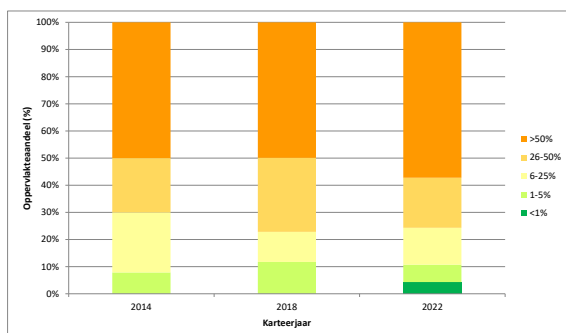
Op de Zoutkamperplaat valt op dat de bedekking door riet na 2018 weer iets toe neemt (fig. 5.8 rechts). Dat komt overeen met de conclusies uit de integrale structuurkartering (Kleefstra et al. 2022) ook al waren die getrokken op structuurtypeniveau. Het areaal met > 25% riet is na 2018 weer toegenomen. Dat lijkt vooral een gevolg van verdichting van het riet binnen de delen die in 2018 nog 6-25% rietbedekking hadden. Anderzijds is ook het oppervlak zonder riet (rietbedekking < 1%) toegenomen.



Figuur 5.8 Oppervlakteaandeel van de bedekking door riet (5 bedekkingsklassen, zie legenda) op de transecten van de Schildhoek (links) en de Zoutkamperplaat (rechts).

De toename van het riet houdt waarschijnlijk verband met de sterke afname van de veebezetting op de Zoutkamperplaat. Sinds 2017 is de bezetting van hooglanders teruggebracht van 0,58 naar 0,17 runderen per hectare (zie fig. 1.1 ??). Ook het aantal konikpaarden is iets teruggebracht van 0,24 naar 0,17 paarden per hectare (fig. 1.2 ??).

Op de Schildhoek is het aandeel zonder riet in het transect na 2014 sterk toegenomen en daarna vrijwel stabiel gebleven (figuur 5.8 links). Het aandeel met een dichte bedekking aan riet (> 50%) is sinds 2018 sterk afgenomen. Dit laatste komt waarschijnlijk deels ook door de toename van struiken, maar misschien wordt het riet hier zelf ook opener. De veebezetting op de Schildhoek is al sinds jaren stabiel maar door de toegenomen verstruiking wordt het overgebleven riet mogelijk sterker begraasd. Ook speelt hierdoorheen de begrazing door brandganzen op de oostelijke grazige delen van de Schildhoek. Als het grasland in winter en vroege voorjaar sterk door ganzen is begraasd, dan is er op het moment dat het vee wordt ingebracht weinig te vreten op het grasland zodat het vee naar de westelijke door riet gedomineerde delen uitwijkt.



Figuur 5.9 Oppervlakteaandeel van de bedekking door riet (5 bedekkingsklassen, zie legenda) op het transect van de Blikplaat.

Ook in de begrazingseenheid van de Kollumerwaard & Blikplaat is de veebezetting in de periode 2016 t/m 2022 verminderd van 0,34 naar 0,27 hooglanders per hectare en van 0,08 naar 0,11 konikpaarden per hectare. Dit lijkt weinig effect te hebben op de rietbedekking in het transect van de Blikplaat (fig. 5.9), hoewel de fragmentatie van het riet door veepadten op de Blikplaat wel is toegenomen en daarmee ook een lagere rietbedekking werd verwacht (zie Kleefstra *et al.* 2021). Mogelijk zijn de hier gebruikte klassen te grof om het effect van de toename aan veepadten in terug te zien. Daarnaast is van belang dat dit een grote begrazingseenheid is met op de Kollumerwaard een flink oppervlak open grasland (zie figuur 5.5). Daar maakt het vee altijd het meest gebruik van, waardoor een lagere veebezetting mogelijk minder doorwerkt op de rietbedekking van de Blikplaat.

Als maaiveld daling zou leiden tot vernatting dan kan dit invloed hebben op de vegetatiestructuur. Enerzijds door de nattere omstandigheden waardoor vochtig rietland zich kan uitbreiden, anderzijds omdat nattere omstandigheden in winter en voorjaar ook effect kan hebben op het graasgedrag van het vee dat op de jaarrond beweidde platen de hogere delen sterker gaat begrazen. Een dergelijk effect blijkt niet uit de structuurveranderingen in de transecten en is gezien de beperkte bodemdaling ook niet direct te verwachten. Wel zien we veranderingen in vegetatiestructuur die verband kunnen houden met enerzijds aangepaste veebezetting en anderzijds mogelijk met verschuiving in de locaties waar (bij voorkeur) wordt gegraasd. Die laatste verschuiving heeft waarschijnlijk te maken met het dichter worden van struweel waardoor het voor vee steeds ontoegankelijker wordt en het nog sterker verdicht. Om een beeld te krijgen van verschuivende graaspatronen is eigenlijk zenderonderzoek nodig, maar dat voert voor deze studie te ver.

5.3 Conclusie vegetatieontwikkelingen en bodemdaling

De verwachting is dat gaswinning via diepe bodemdaling leidt tot enige daling van het maaiveld en daardoor - bij gelijkblijvend peilbeheer en vergelijkbare weersituatie - tot iets 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. Integendeel, de vegetatieontwikkelingen in de pq's wijzen regelmatig op een lichte mate van verdroging, vooral op de zandige platen in het noorden. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat de zomers van 2018 t/m 2020 en van 2022 droger waren dan in het begin van de meetperiode. In de zomer van 2021 was de mate van uitzakking van het grondwater vergelijkbaar met de eerste jaren. Mogelijk is daardoor de indicatie voor verdroging vanuit de vegetatie in 2022 iets minder duidelijk dan in de jaren 2019 t/m 2021.

In jaren met droge zomers worden de oppervlaktewaterstanden van het meer hoger opgezet. Die peilverhoging 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 in hoeverre die krimp reversibel is. Zo niet dan kan dit op termijn bijdragen aan vernatting door maaiveld daling; tot nu toe is dat nog niet vastgesteld. Wel is er een zwak verband vastgesteld tussen diepe bodemdaling en maaiveld daling (hoofdstuk 3). In ieder geval blijken tot nu de weersinvloeden een dusdanige rol te spelen dat het vernattende effect van maaiveld daling 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. Een relatie met het bodemtype (resp. zand en zavel) ligt voor de hand, mogelijk via de waargenomen krimp. Maar vergelijken van de snelheid van maaiveld daling tussen de noordelijke en de zuidelijke pq's is vrijwel onmogelijk aangezien van die laatste pas sinds 2019 de maaiveldhoogte is gemeten waardoor de ruis groot is. Bovendien verwachten we lokale verschillen in bodemsamenstelling (aandeel klei) die op de bodemkaart niet zichtbaar zijn maar wel door kunnen werken in de mate van krimp.

Vegetatieveranderingen die wijzen op grondwaterstandsveranderingen duiden dan ook niet op bodemdaling. Van bodemdaling wordt juist vernatting verwacht en dan vooral nabij het centrum van de dalingschotel: dat wordt niet waargenomen.

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 (langdurig) lagere zomergrondwaterstanden als gevolg van de droge en warme zomers ook een effect op rietgroei.

6. Broedvogels in het monitoringjaar 2022

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 monitoringprogramma met een zekere historie.

De monitoring in de periode 2007 t/m 2012 sloot aan op de monitoring zoals die al bijna 45 jaar in het Lauwersmeergebied werd uitgevoerd. Voor de broedvogelmonitoring vanaf 2014 is dit ook het geval, 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 Lijstsoorten, kolonievogels, roofvogels en zeldzame broedvogels, een selectie van 'meetsoorten' waarmee alle Natura 2000-soorten gedekt zijn.

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

Tabel 6.1. Overzicht van BMP-proefvlakken in het Lauwersmeergebied, het aantal hectares en de jaren waarin zij als proefvlak op alle soorten geïnventariseerd zijn. In verband met de uitbraak van mond-en-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, 2014-2022
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2022
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2022
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2022
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2022
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2022
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2022
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2022
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2022
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2022
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2022
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2022

Lauwersmeer BMP-proefvlakken	opp. (ha)	inventarisatiejaren
13. De Rug	135,3	2014-2022
totaal	1293,9	



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

6.2. Resultaten broedvogelmonitoring 2022

Berekend over vijfjarige gemiddelden halen de meeste Natura 2000-soorten de instandhoudingsdoelen niet (tabel 6.2), uitgezonderd Snor en Blauwborst. Wanneer we kijken naar de resultaten van 2022 dan is het beeld iets rooskleuriger, omdat de aantallen Roerdompen en Bruine Kiekendieven boven de instandhoudingsdoelen uitkomen. Die van Rietzanger lijkt de doelstelling te benaderen op basis van de lokale populatieberekeningen. 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.

Vergelijking van de gebiedstrend van N2000-broedvogels met landelijke trends laat zien dat die voor Roerdomp, Porseleinhoen en Rietzanger in negatieve zin afwijken. Alleen de trend van de Snor is in het Lauwersmeer positiever dan op landelijke niveau. De gebiedstrend van de Blauwborst is over de periode 2002-2022 stabiel, maar laat na een jarenlange toename sinds 2019 een afname zien. In vrijwel alle gevallen hebben deze afwijkingen direct (verdwijnen riet, ontstaan padennetwerk in rietland) of indirect (uitbreiding wilgenstruweel) te maken met (begrazings)beheer. De reden van de recente afname van de Blauwborst is onduidelijk.

Hieronder vergelijken we de gebiedstrends van het Lauwersmeer met de landelijke trends in de periode 1999-2022 voor die Natura 2000-soorten die nog in het Lauwersmeer tot broeden komen. Wanneer gebiedstrends afwijken van de landelijke trends is het zaak te kijken naar mogelijke oorzaken, zoals voor Natura 2000-soorten in rietland is gebeurd in Kleefstra *et al.* (2022).

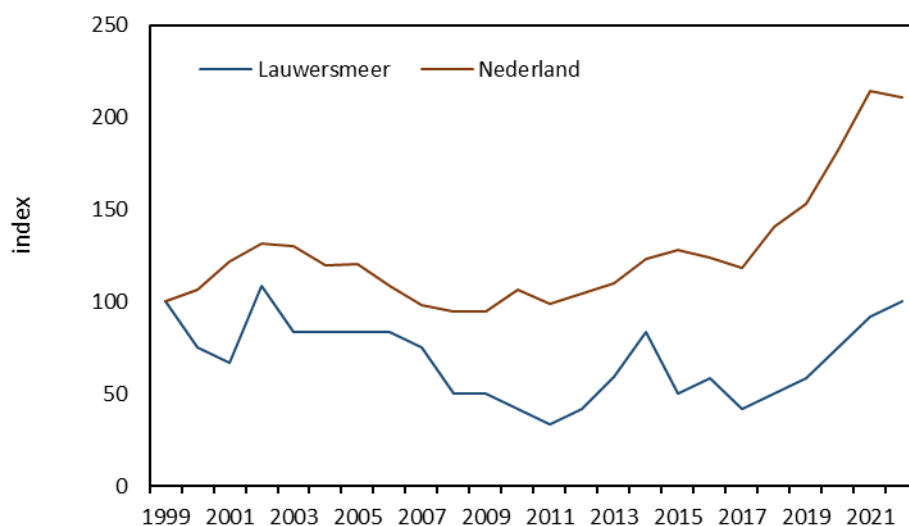
Tabel 6.2. Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer in 2002-2022, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor vier vijfjarige tijdspannen de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld, alsook de aantallen territoria in 2022 verdeeld over de Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Staatsbosbeheer) en aanvullend de Bantpolder (Natuurmonumenten). De gebiedstrend (trend LM) wordt vergeleken met de landelijke trend (trend NL). * = soorten die niet meer als broedvogel in het N2000-gebied voorkomen.

	Doel	2002-2006	2007-2011	2012-2017	2018-2022	L'meer 2022	Bant 2022	Trend LM	Trend NL
Roerdomp	10	10	6	7	9	12	0	-	+
Bruine Kiekendief	20	21	18	16	17	23	0	-	-
Grauwe Kiekendief*	4	4	0	0	0	0	0	?	+
Porseleinhoen	15	10	6	3	2	0	0	--	-
Kluut	110	86	89	51	44	95	2	-	-
Bontbekplevier	4	3	2	2	2	2	0	?	=
Kemphaan*	20	4	2	1	0	0	0	?	--
Noordse Stern*	5	2	5	2	0	0	0	?	-
Velduil*	1	0	0	0	0	0	0	=	--
Rietzanger	1900	1542	1854	1435	1712	1809	4	-	+
Snor	20	21	27	34	74	72	0	++	+
Blauwborst	120	136	219	223	209	153	0	+	+
Paapje*	10	8	4	1	0	0	0	?	=

Roerdomp, 12 territoria

Terwijl Roerdompen landelijk toenemen, is de lange-termijntrend in het Lauwersmeer negatief (figuur 6.2). Toch neemt het aantal Roerdompen de laatste jaren weer wat toe in het Lauwersmeer, ook al blijft dat achter bij de aantalstoename in andere Noord-Nederlandse moerassen als o.a. Alde Feanen, Leekstermeergebied en Zuidlaardermeergebied (Boele *et al.* 2021).

Dat de aantallen in het Lauwersmeer achterblijven bij de landelijke en regionale toename heeft ermee te maken dat de soort het in het Lauwersmeergebied nog vrijwel uitsluitend hebben van natte, onbegraasde rietmoerassen met een eigen waterhuishouding die los van de boezem staat. De grote begraasde platen zijn ongeschikt en geschikt oeverriet is vrijwel overal afwezig, op Schoenerbult na. Pompsterplaat en Kollumerwaard (Middelplaat) zijn jaarlijks bezet. Met de herinrichting is nu ook het nieuwe rietmoeras van de Bochtjesplaat aantrekkelijk. Net als in 2021 werd ook in 2022 een territorium vastgesteld op het onbegraasde eiland Schoenerbult.

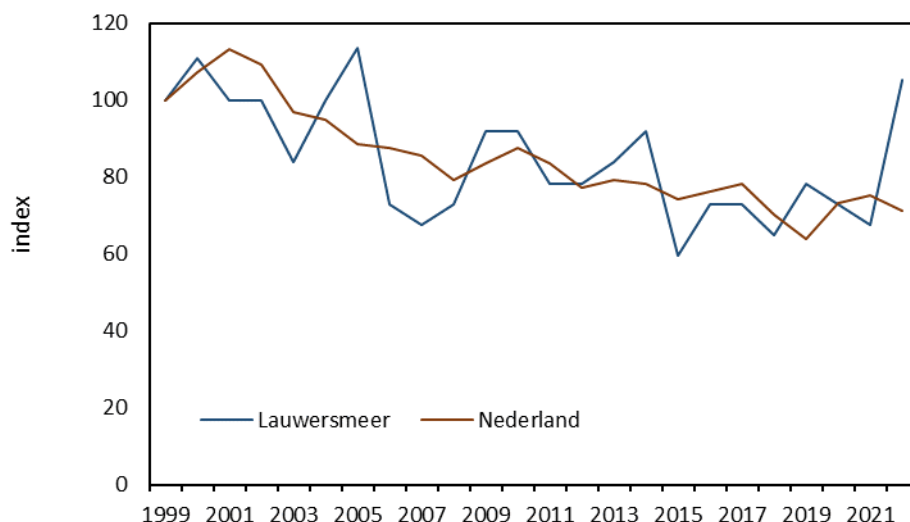


Figuur 6.2. Trendindex van de Roerdomp in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2022.

Bruine Kiekendief, 23 territoria

Bruine Kiekendieven komen vrijwel uitsluitend tot broeden in onbegraasde terreindelen in het Lauwersmeer, zoals Sennerplaat, Kollumerwaard (Middelplaat), Schildhoek, Schoenerbult en Schoolplein (eiland in Nieuwe Robbengat). De Bruine Kiekendief was beduidend talrijker dan de voorgaande jaren, wat vooral met meer paren in de Kollumerwaard en op het Schoolplein had te maken.

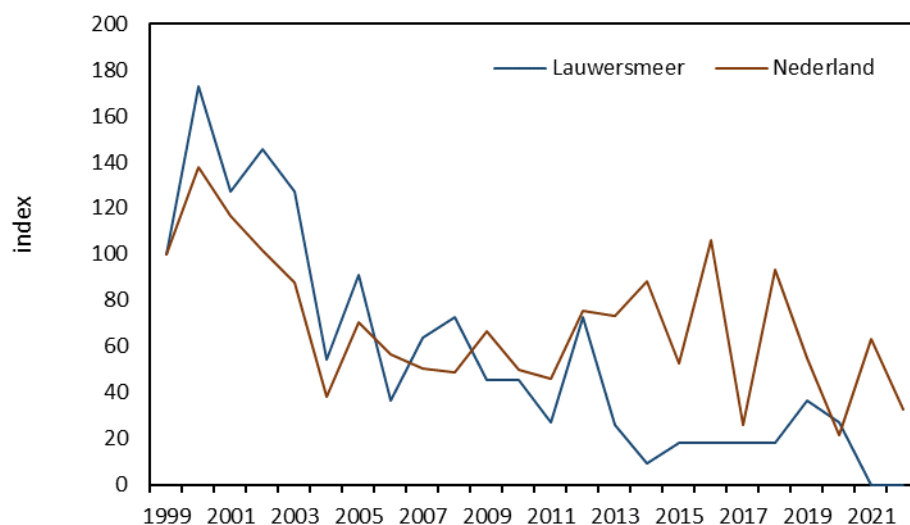
De negatieve gebiedstrend loopt redelijk in de pas met de landelijke trend (figuur 6.3). Het Natura 2000-instandhoudingsdoel wordt al jaren niet meer gehaald, hoewel 2022 daarop een uitzondering vormt wordt (tabel 6.2). Voor nestelende Bruine Kiekendieven liggen kansen op de grote platen, mits rietlanden daar weer dicht en aaneengesloten raken (Kleefstra et al. 2022). Hoewel nieuwe exclusures op zulke platen als Zoutkamperplaat en Schildhoek wel dichtlopen met riet zijn die qua oppervlak te beperkt (kwetsbaar voor predatie) voor Bruine Kiekendieven om er in te nestelen.



Figuur 6.3. Trendindex van de Bruine Kiekendief in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2022.

Porseleinhoen, 0 territoria

Porseleinhoenen ontbraken in het Lauwersmeer in 2022, evenals een jaar eerder. Gezien de nattigheid bij aanvang van het voorjaar zou men anders verwachten. De gebiedstrend van het Lauwersmeer is negatiever dan de landelijke trend (figuur 6.4).

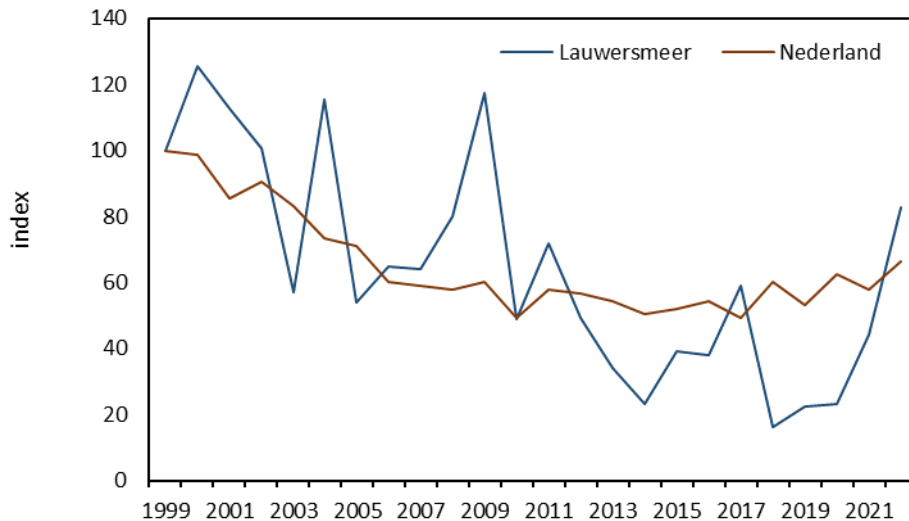


Figuur 6.4. Trendindex van het Porseleinhoen in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2022.

Kluut, 95 territoria

Het aantal territoria van Kluten verdubbelde ten opzichte van 2021. De verspreiding blijft echter beperkt tot de westkant van het gebied, waar Kluten nestelen op kale stukken en in pioniervegetaties in de Ezumakeeg en Bochtjesplaat. Hier komt de soort in kortgrazige pioniervegetaties tot broeden, veelal in een eilandachtige setting, waarbij ze vooral in drogere perioden kwetsbaar zijn voor grote grazers (vertrapping van nesten) en grondpredatoren als de Vos (nestpredatie). Aan laaggelegen, kortgrazige pionier-achtige vegetaties is 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.

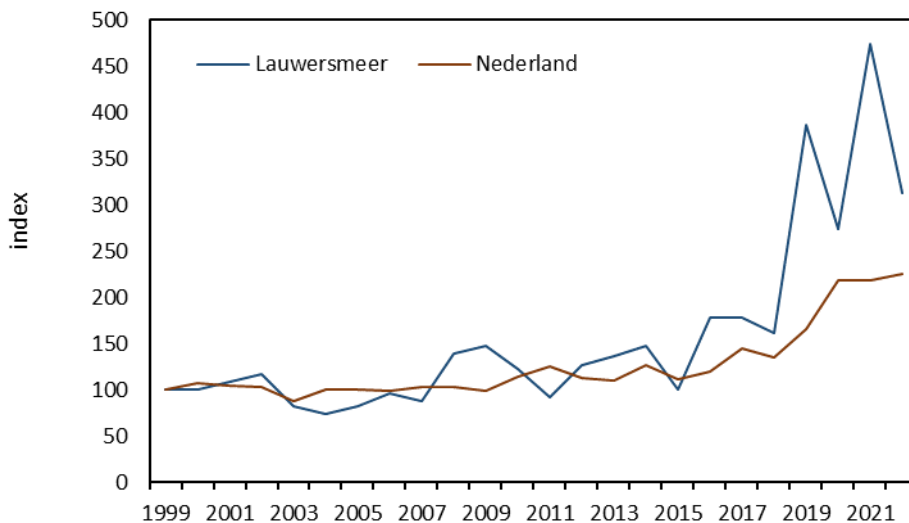
Zowel landelijk als in het Lauwersmeer laat de soort een negatieve trend zien op de lange termijn (figuur 6.5). De korte termijntrend is in beide gevallen onduidelijk.



Figuur 6.5. Trendindex van de Klut in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2022.

Snor, 72 territoria

De Snor is de enige N2000-soort waarvan de gebiedstrend in het Lauwersmeer positiever is dan de landelijke trend, ook al laat de soort een terugval in aantal territoria zien ten opzichte van 2021 (figuur 6.6). De meeste Snorren huizen in onbegraasd, nat rietland, zoals op de Sennerplaat en in de Kollumerwaard (Middelplaat). Mondjesmaat profiteren Snorren van nieuwe exclusures. Lagere veedichtheden op de Zoutkamperplaat, waarmee de rietdichtheid weer iets toe lijkt te nemen, zou de Snor hier in de kaart kunnen spelen.

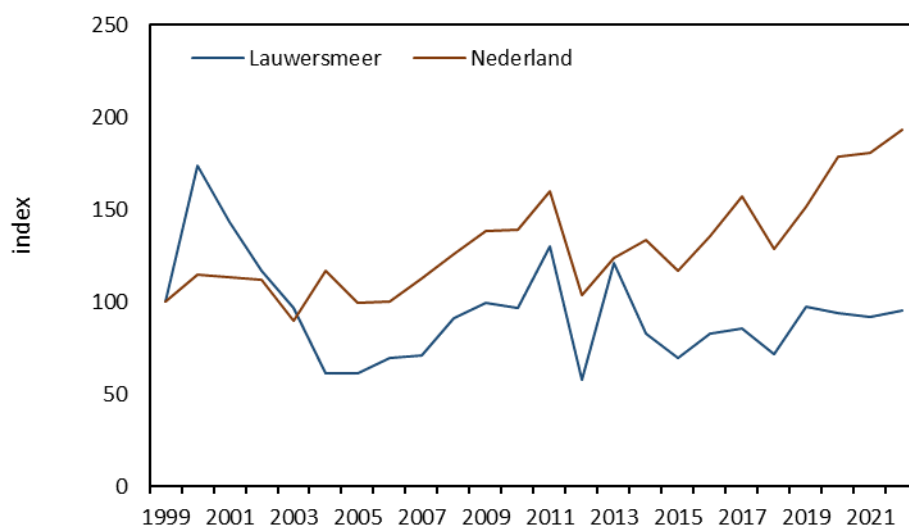


Figuur 6.6. Trendindex van de Snor in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2022.

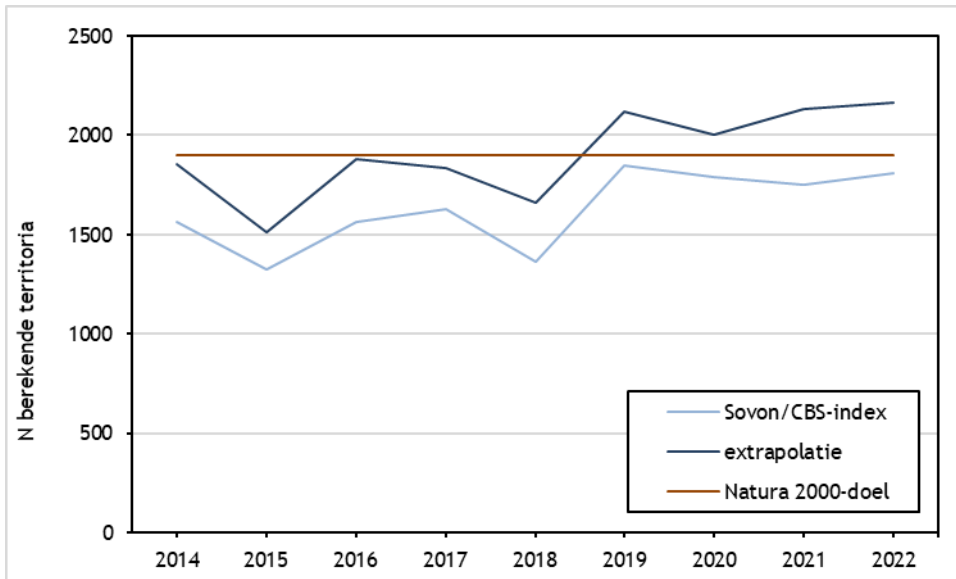
Rietzanger, 1800 territoria

Terwijl de Rietzanger landelijk in de periode 1999-2022 een toename laat zien, nam het aantal Rietzangers in het Lauwersmeer juist af (figuur 6.7). Het lijkt voor de hand liggend dat dit samenhangt met de afname in het areaal geschikt rietland als gevolg van de geïntensiveerde begrazing op begraasde platen en de verstruweling die hier gelijktijdig plaatsvindt.

De extrapolaties die in de afgelopen jaren werden uitgevoerd op basis van de aantallen in BMP-proefvlakken, zoals beschreven in o.a. Kleefstra *et al.* (2022) leidden in 2022 tot een enorm ruime marge (1409-2476 territoria). Zodoende werden de drie manieren van extrapoleren, en die jaarlijks leidden tot ruime marges in aantalsschattingen, heroverwogen. Een daarvan was een nieuwe berekening op basis van de trendindex van Sovon en CBS. Daarbij is de populatieschatting van 1900 paar uit de periode 1999-2003 (tevens Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling; Sovon & CBS 2005) het uitgangspunt. Vervolgens wordt gekeken naar de geïndexeerde veranderingen in aantallen, waarmee een nieuwe totaalschatting wordt gemaakt. Door dit te doen voor de periode 2014-2022, de periode waarin in het kader van het bodemdalingsonderzoek jaarlijks 13 BMP-proefvlakken worden geïnventariseerd, konden resultaten vergeleken worden met de andere extrapolaties uit Kleefstra *et al.* (2022). Daaruit bleek dat nieuwe berekening relatief dicht in de buurt komen en de tred volgen van de eenvoudige vermenigvuldiging van het aantal rietzangerterritoria in de 13 BMP-proefvlakken naar het totale landoppervlak van het Lauwersmeergebied (figuur 6.8). Tevens laten beide extrapolaties zien dat in de afgelopen vier jaar de totaalschatting rond het Natura 2000-instandhoudingsdoel uitkomt. De populatieschatting van 1900 paren in 1999-2003 berust op data die verzameld werd op basis van tellingen voor de landelijke broedvogelatlas (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002) en niet op een integrale kartering volgens BMP-richtlijnen. Hoe betrouwbaar daarmee het resultaat van de lokale populatieberekening is, is twijfelachtig. Om daar inzicht in te krijgen, zou of een integrale kartering van Rietzangers nodig zijn (maar in een groot gebied als het Lauwersmeer is dat een heel karwei), of een andere mogelijkheid is een extrapolatie van de dichtheden per vegetatietype/-structuur.



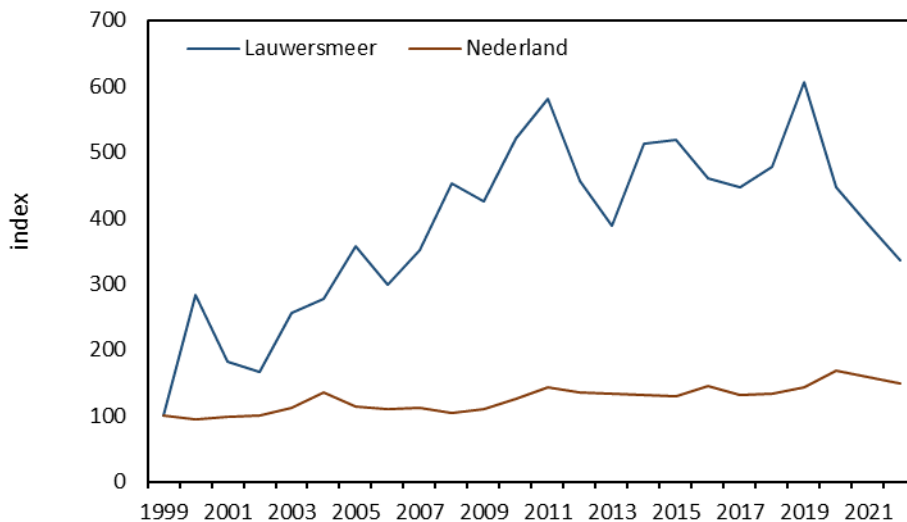
Figuur 6.7. Trendindex van de Rietzanger in Nederland in 1999-2021 en het Lauwersmeer in 1999-2022.



Figuur 6.8. Aantalsontwikkeling van de Rietzanger in het Lauwersmeer gebaseerd op de geïndexeerde aantalsveranderingen van Rietzangers in BMP-proefvlakken (Sovon/CBS-index) ten opzichte van de populatieschatting van 1900 paar in 1999 (1998-2000) en op extrapolatie van de aantallen Rietzangers in de BMP-proefvlakken naar het totale landoppervlak van het Lauwersmeergebied (extrapolatie). Ter vergelijking staat het Natura 200-instandhoudingsdoel van 1900 paren weergegeven.

Blauwborst, 153 territoria

Blauwborsten nemen de laatste drie jaar snel af in het Lauwersmeergebied. Het aantal van 153 territoria is het laagste sinds 2006. De reden hiervan is onduidelijk. Men zou – evenals in 2021 – kunnen veronderstellen dat de zeer natte omstandigheden in het begin van het broedseizoen een invloed hadden, maar dat is ongewis. De trend blijft voor de periode 1999-2022 desondanks positief, wat overeenkomt met de landelijke ontwikkeling (figuur 6.8).



Figuur 6.9. Trendindex van de Blauwborst in Nederland in 1999-2021 en het Lauwersmeer in 1999-2022.

6.2. Vegetatie-transectkarteringen en broedvogels

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt gewerkt met een set van 13 proefvlakken waarin broedvogel- en vegetatiemonitoring op elkaar afgestemd zijn (m.u.v. de proefvlakken Ezumakeeg-west, -oost en Kollumerwaard; figuur 6.1, tabel 6.1). In deze BMP-proefvlakken worden alle soorten broedvogels geïventariseerd en wordt eens in de vier jaar een vegetatie-transectkartering uitgevoerd, zo ook in 2022 (zie 5.2). Tot op heden zijn beide karteringen niet naast elkaar gelegd, mede omdat een vegetatietransect relatief smal is en niet per se indicatief hoeft te zijn voor het veel grotere BMP-plot, waarbinnen buiten het transect zich veranderingen van de vegetatiestructuur kunnen voordoen die gevolgen hebben voor soorten en aantallen broedvogels, maar die niet zozeer tot uiting komen in de transectmetingen. Wanneer we voor acht proefvlakken (excl. Bantswal en Pompsterplaat) echter kijken naar de trends van bijvoorbeeld een algemene broedvogel van landriet (Rietzanger, N2000-soort) en een algemene broedvogel van jonge struwelen (Fitis, geen N2000-soort) dan zien we weldegelijk overeenkomsten met veranderingen in de gekarteerde vegetatiestructuur. Deze lopen we kort per proefvlak na; trends van beide algemene broedvogels staan weergegeven in figuur 6.10).

Sennerplaat-Midden – Binnen het transect is het aandeel zonder struiken (overwegend rietland) sinds 2014 stabiel. Dat uit zich ook in de redelijk stabiele aantallen Rietzanger. Delen met geringe en matige struikbedekking verdichten, wat zich lijkt te uiten in de gestage toename bij Fitis.

Blikplaat-West – De rietbedekking is redelijk gelijk gebleven, zo ook de aantallen Rietzangers. Struwelen breiden gestaag uit, midden op plaat, maar (vooral) ook op kop van de plaat. Ook het aantal Fitisen neemt gestaag toe.

Zoutkamperplaat-landaanwinning – Geen opvallende veranderingen in houtopslag en (riet)ruigte (riet met name in enclosure bij Rechtend). Ook geen opvallende trends bij Rietzanger en Fitis; Rietzanger stabiel, Fitis gestage afname conform landelijke trend.

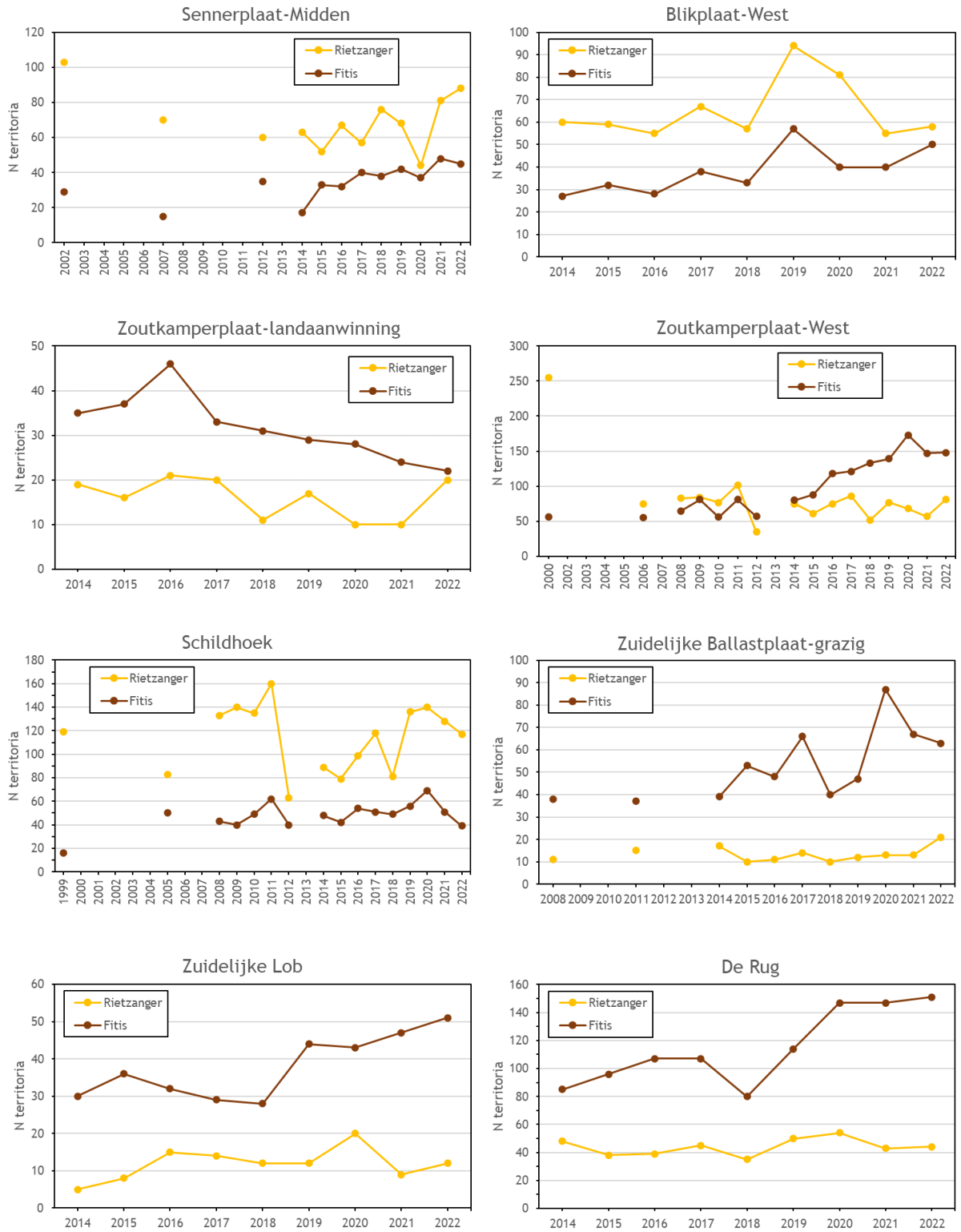
Zoutkamperplaat-West – Op de Zoutkamperplaat valt op dat de bedekking door riet na 2018 weer iets toeneemt. In de aantallen Rietzangers is dat nog niet terug te zien. Voor de Rietzanger is de sterke afname en verslechtering van het rietland van ca. 20 jaar terug van grote invloed op de aantallen geweest. De BMP-inventarisaties sinds 2006 laten stabiele aantallen zien. De oppervlakteaandelen van de bedekkingsklassen van houtigen zijn langs de twee vegetatietransecten vrij stabiel, maar zijn elders binnen het BMP-proefvlak uitgebreid, wat bijdraagt aan een vrij sterke toename van Fitisen, vooral sinds 2014, contra de landelijke trend.

Schildhoek – Het aandeel vegetatie zonder riet in het transect is na 2014 sterk toegenomen en daarna vrijwel stabiel gebleven. Het aandeel met een dichte bedekking aan riet (> 50%) is sinds 2018 sterk afgenomen. Desondanks laat de Rietzanger een toename zien sinds de aantalsdip in 2012 (die in ieder plot zichtbaar is en ook in de landelijke trend). Dit herstel in aantal vindt vooral plaats in de exclusures op de Schildhoek, buiten het vegetatietransect. De toegenomen ‘verstruiking’ draagt bij aan een lichte toename op de lange termijn.

Zuidelijke Ballastplaat-grazig – De bedekking door houtigen sinds de start van de metingen is langs de vegetatietransecten toegenomen. Onder andere Fitis lijkt daarvan te profiteren. Riet komt in het vegetatietransect amper voor. Riet is op de Zuidelijke Ballastplaat vrijwel alleen te vinden in exclusures, waarbinnen de stand van de Rietzanger stabiel is.

Zuidelijke Lob – Het beeld van de Zuidelijke Lob komt overeen met dat van de Zuidelijke Ballastplaat. De bedekking door houtigen sinds de start van de metingen langs de vegetatietransecten is toegenomen, waarvan o.a. Fitis profiteert. Riet komt in het vegetatietransect amper voor. Riet is schaars op de Zuidelijke Lob, waardoor Rietzangers zich hier en daar in duindoornstruwelen vestigen.

De Rug – Op De Rug eenzelfde verhaal als op de Zuidelijke Ballastplaat en Zuidelijke Lob. De bedekking door houtigen sinds de start van de metingen langs de vegetatietransecten is toegenomen en gaat vooral in recente jaren snel, waarvan o.a. Fitis profiteert. Riet is schaars op de Zuidelijke Lob, waardoor Rietzangers zich hier en daar in duindoornstruwelen vestigen en daarin lijken de aantallen redelijk stabiel.



Figuur 6.10. Trends van Rietzanger en Fitis in proefvlakken met daarin een vegetatietranssect. Aantal weergegeven jaren verschilt pr proefvlak, omdat sommige proefvlakken een lange meetreeks hebben, andere een kortere (zie tabel 6.1.).

6.3. Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring

Van de 13 Natura 2000 broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 6 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Op basis van gebiedsgemiddelden in de periode 2018-2022 voldoen alleen de gemiddelde aantallen territoria van Snor en Blauwborst in de periode aan N2000-instandhoudingsdoelstellingen. Op basis van enkel de gebiedstotalen van 2022 voldoen de aantallen Roerdompen, Bruine Kiekendief, Snor en Blauwborst aan de N2000-instandhoudingsdoelstellingen.

Een eerste eenvoudige vingeroefening laat zien dat trends van algemene soorten als Rietzanger en Fitis aansluiten bij de ontwikkelingen die vegetatie-transectkarteringen laten zien. Dat kan, indien gewenst, nauwkeuriger en uitgebreider geanalyseerd worden.

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 2023 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn of een specifiekere extrapolatie op basis van dichtheden per vegetatiestructuur. Met de huidige berekeningen wordt er vanuit gegaan dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling bijna wordt gehaald, maar het is onzeker of dat in werkelijkheid ook zo is.



Exclosure op de Zoutkamperplaat, die laat zien hoe dit deel van de Zoutkamperplaat eruit zou zien indien er geen begrazing ingezet zou zijn, 26 april 2022 (foto: Romke Kleefstra).

7. Muizen en muizen etende roofvogels in het monitoringjaar 2022

Nico Beemster, Marijke Bekkema, Elena Kappers

7.1. Inleiding

De monitoring van muizen en muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer is in 2015 toegevoegd aan het monitoringsprogramma. Van de muizen zijn vooral woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis) een belangrijke prooi voor roofvogels. In dit hoofdstuk wordt in detail ingegaan op de resultaten van het onderzoek in de periode november 2021 - oktober 2022. Daarnaast worden variaties in aantallen woelmuizen en roofvogels in de periode 2015-2022 geanalyseerd. Dat geldt ook voor een oude woelmuizenreeks op de Schildhoek uit de periode 1983-2001.

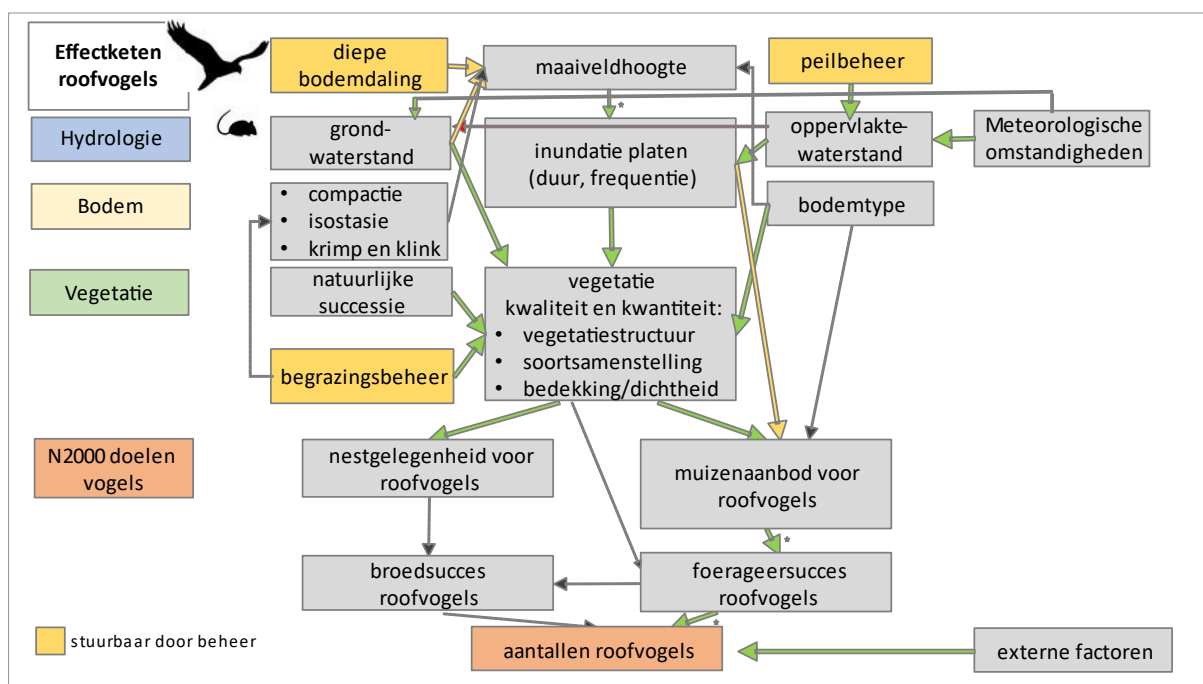
Uitgangspunt in de effectketen is de aanname dat diepe bodemdaling door gaswinning leidt tot een daling van de maaiveldhoogte (figuur 7.1). Het Lauwersmeer is een boezemmeer, waarin waterpeilverhogingen tot ruim 1.30 meter boven het streefpeil kunnen optreden. Waterpeilverhogingen in het Lauwersmeer treden op in perioden met veel neerslag en opstuwning van water in de Waddenzee. In een dergelijke situatie kan vaak geen water geloosd worden op de Waddenzee en raakt ook het waterpeil in het Lauwersmeer verhoogd. Daling van de maaiveldhoogte in het gebied leidt in het gebied in principe tot een grotere inundatiekans en een langere inundatieduur.

De toenemende kans op inundatie heeft mogelijk een effect op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen. Denk hierbij aan een nadelig effect door verhoogde sterfte (verdrinking), maar ook positieve effecten zijn wellicht mogelijk doordat ook grondpredatoren van woelmuizen getroffen worden door de inundaties en woelmuizen mogelijk profiteren van de aanvoer van basenrijk boezemwater met nutriënten. Omdat woelmuizen 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 woelmuizen en muizen etende roofvogels te beschrijven, en vast te stellen of bodemdaling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de aanwezigheid van muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer.

Wat is er al bekend?

In het verleden is al veel onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van woelmuizen en roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer, met name op de Schildhoek. Dit onderzoek was vooral gericht op de effecten van vegetatiebeheer op woelmuizen 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 woelmuizen- en roofvogeldichtheid in het centrale natuurgebied van het Lauwersmeer bepalen, en de mogelijke rol hierin van bodemdaling (figuur 7.1). In de figuur wordt inzichtelijk gemaakt hoe de effecten van bodemdaling een mogelijke doorwerking kunnen hebben op de woelmuizenstand doordat de inundatie van de platen verandert. De effectketen is een detaillering van de algemene effectketen voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren voor het aanbod van woelmuizen en de aanwezigheid van muizen etende roofvogels kort besproken.



Figuur 7.1. Schematische beschrijving van de effectketen voor roofvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond.

Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond; Oranje pijl - zwak verband aangetoond; Groene pijl - sterk verband aangetoond; ★ maaiveldhoogte - inundatie: lagere plaatdelen zullen logischerwijze vaker en langer overstromen dan hogere plaatdelen. Het is echter niet vastgesteld dat verandering van maaiveldhoogte ook heeft geleid tot meer inundatie. ★ Muizenaanbod-foerageersucces-aantallen roofvogels: dat relatie tussen aantallen roofvogels en muizenaanbod via het foerageersucces van de roofvogels verloopt is geen onderdeel van dit rapport, maar wel eerder onderzocht (Beemster & Van Rijn 1995, Beemster ongepubl.).

Woelmuizen

De belangrijkste prooi voor muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer is de Veldmuis. Op de seizoensbeweide platen van de Schildhoek kwam de Veldmuis in de jaren '80 en '90 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. In de afgelopen jaren lijkt de Veldmuis op de centrale platen steeds meer concurrentie te ondervinden van de Aardmuis.

Onder droge omstandigheden leven Veldmuizen en Aardmuizen 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. Wanneer platen geïnundeerd raken, wijken woelmuizen waarschijnlijk uit naar niet geïnundeerde delen van het platengebied. Uit het verleden is bekend dat daarbij flinke sterfte kan optreden. 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 muizen etende roofvogels (Beemster & Vulink 2013). Vooral het vegetatiebeheer is bepalend voor de aanwezigheid van de juiste vegetatiestructuur. Onduidelijk is of ook 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. Recent wordt de Veldmuis op de hogere delen van de platen steeds meer vervangen door de Aardmuis. In tegenstelling tot de Veldmuis komt de Aardmuis vooral voor in meer gestructureerde vegetaties.

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, van 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 moeten plaatsvinden, zijn dit relatief geringe afstanden. De Veldmuis wordt door van Wijnhoven (*et al.* 2006) gekarakteriseerd als een "geleidelijke, door dichtheid geïnduceerde koloniseerder". Voor de Aardmuis gaat deze karakterisering waarschijnlijk ook op. Omdat alle studies kortdurend waren, is onbekend of de herkolonisatie vanuit niet geïnundeerde gebieden in goede muizenjaren sneller verloopt dan in muizenarme jaren.

Muizen etende roofvogels

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

7.2. Opzet van de monitoring

Doel en hypothese

Het doel van de monitoring is om voor een periode van meerdere jaren de aanwezigheid van woelmuizen en muizen etende 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 woelmuizen en muizen etende 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 woelmuizen in de loop van het najaar / de winter afneemt. Het maximale waterpeil in de voorgaande winter is bepalend voor de overleving van woelmuizen en daarmee voor de startpopulatie van de woelmuizen in het daaropvolgende voorjaar. De omvang van de startpopulatie van de woelmuizen in het voorjaar is naar verwachting van invloed op de populatiegrootte die in het najaar bereikt kan worden. 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 verandering van maaiveldhoogte al dan niet een effect heeft op het aanbod van woelmuizen en daarmee op muizen etende roofvogels. De maximum waterpeilen vormen zo een simpele maat (proxy) voor de mate waarin de platen inunderen. Dit laatste in samenhang met de maaiveldhoogte op de plaat en die wordt ook beïnvloed door diepe bodemdaling. Een samenhang tussen de maximum waterpeilen en aanbod van woelmuizen geeft daarmee ook de samenhang weer tussen maaivelddaling en dit muizenaanbod en dus ook op de muizen etende roofvogels.

Analyse

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

Muizen

- Waar komen woelmuizen voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?
- Wat zijn de directe effecten van inundatie op de woelmuizenpopulatie?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen in het daaropvolgende najaar?

- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling (via verandering in de omvang en duur van inundaties) ingrijpt op het voorkomen van woelmuizen?

Muizen etende 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?

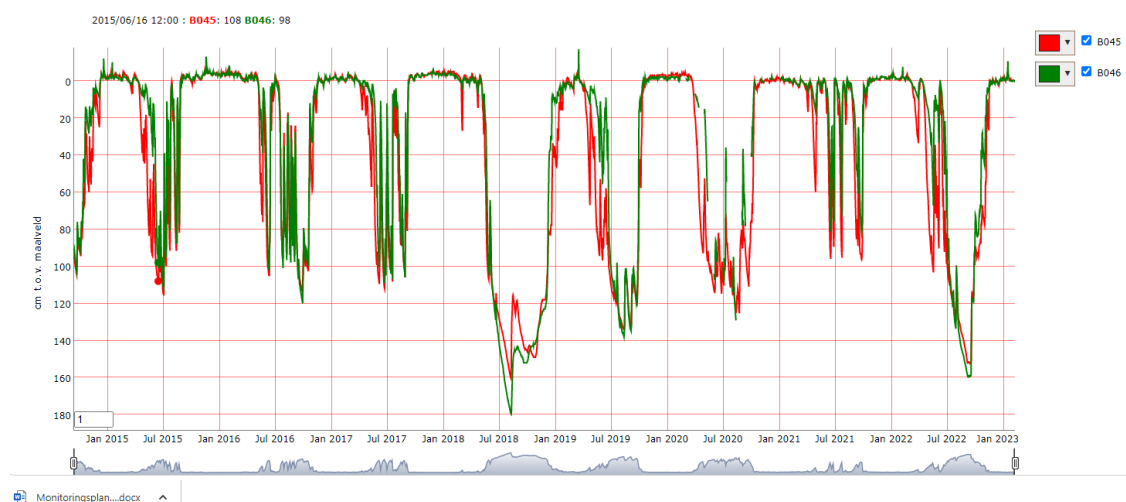
Ook andere factoren dan inundatie door boezempeilverhoging kunnen mogelijk een effect hebben op de aanwezigheid van woelmuizen en daarmee roofvogels. Hierbij moet met name gedacht worden aan neerslag en verdamping (o.a. Wymenga *et al.* 2022), die van invloed zijn op grondwaterpeilverloop op de platen in de loop van het jaar. In dit rapport wordt ingegaan op het neerslagtekort / overschot in de maanden april – september.

7.3. Methode

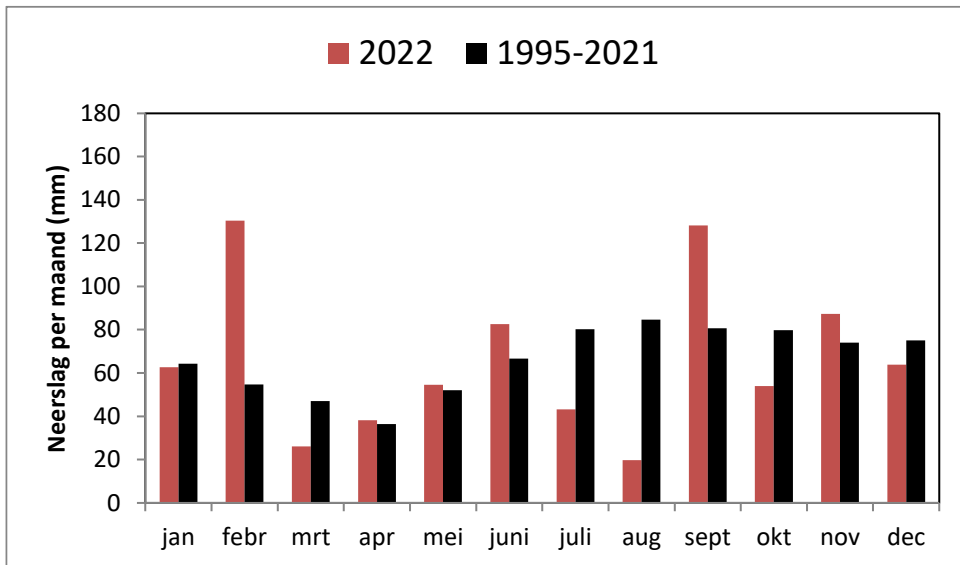
Weersomstandigheden

De weersomstandigheden, met name neerslag, kunnen een groot effect hebben op woelmuizenpopulaties (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 grondwaterpeil sterk dalen, maar na overvloedige neerslag kunnen platen ook dan plasdras komen te staan (figuur 7.2). In de figuur zijn ook kortdurende inundaties van de meetlocaties op het hoge deel van de Schildhoek te zien in de winters 2014/2015, 2015/2016, 2019/2020 en 2022/2023.

Het jaar 2022 was wederom een extreem droog jaar. De maanden maart tot en met augustus en ook oktober waren normaal of droger dan gemiddeld. De maanden februari en september waren natter dan normaal (figuur 7.3). Daarmee waren vanaf 2018 vier van de vijf jaren extreem droog.

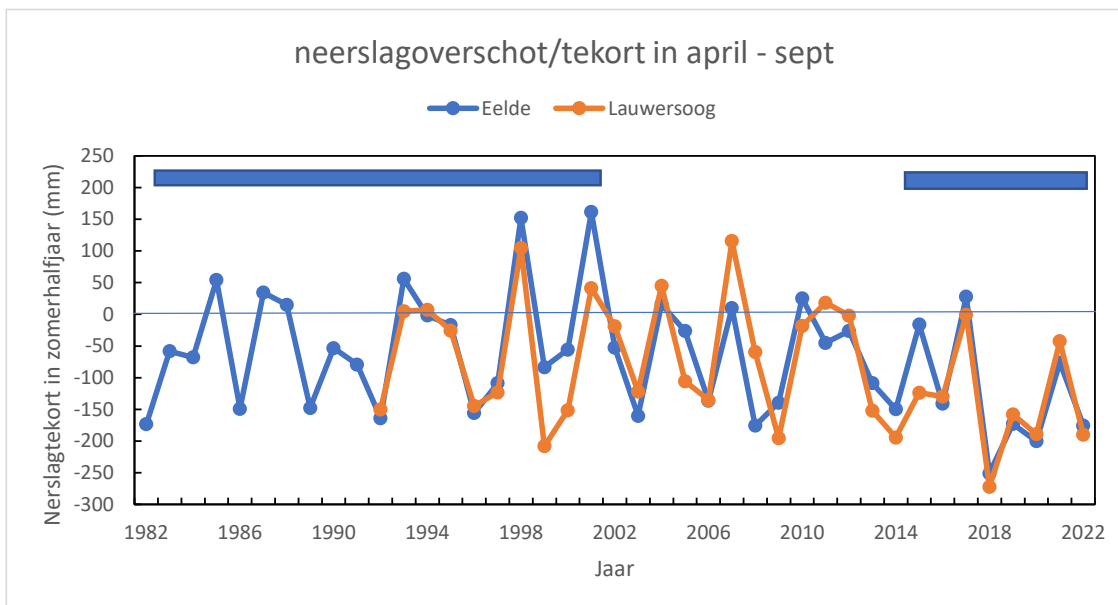


Figuur 7.2. Verloop van het grondwaterpeil op locaties BO45 (rood) en BO46 (groen) op het hoge deel van de Schildhoek in de periode oktober 2015 - half januari 2023. Voor de locatie van de meetlocaties zie bijlage 2.



Figuur 7.3. Neerslag per maand (in mm) in Lauwersoog in 2022 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2021.

De mate waarin de platen in het zomerhalfjaar opdrogen kan, behalve door het verloop van het grondwaterpeil (slechts beschikbaar vanaf oktober 2014; figuur 7.2) ook beschreven worden door het neerslagoverschot / tekort in de maanden april – september (figuur 7.4). Ook het KNMI beschrijft het neerslagtekort normaliter voor deze maanden. Vanaf ongeveer 2000 lijkt er sprake te zijn van een toename van het neerslagtekort. Omdat het neerslagoverschot / tekort van meetlocatie Lauwersoog pas beschikbaar is vanaf 1992, worden in de laatstgenoemde figuur ook de gegevens van meetlocatie Eelde toegevoegd. In de figuur worden de perioden waarin muizen zijn gevangen weergegeven met blauwe balken (1983-2001, 2015-2022).

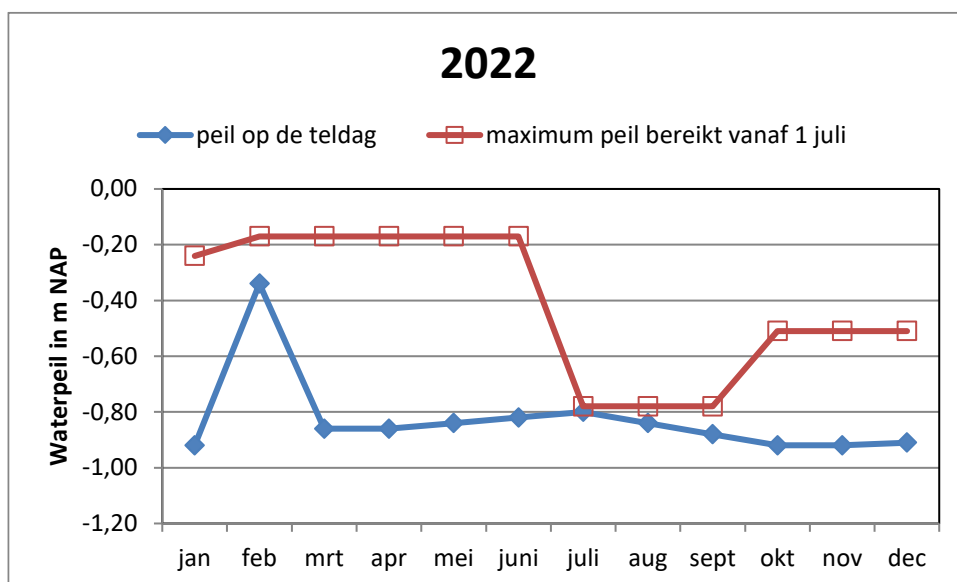


Figuur 7.4. Neerslagoverschot / tekort in de maanden april - september op de meetlocaties Lauwersoog en Eelde in de periode 1982-2022. Het neerslagoverschot / tekort van meetlocatie Lauwersoog is pas beschikbaar vanaf 1992, daarom zijn ook de gegevens van meetlocatie Eelde toegevoegd. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2022 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

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 soms aanzienlijke verschillen in het maximum bereikte waterpeil per winter: de maxima van Lauwersoog en Dokkumer Nieuwe Zijlen komen redelijk overeen, die van Zoutkamp zijn wat hoger. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt door opwaaiing. Tot nu toe zijn vooral de waterpeilgegevens van locatie Lauwersoog gebruikt. Locatie Zoutkamp laat voor de reeks van Waterschap Noorderzijlvest over een langere periode een maximum waterpeilverloop zien dat wat afwijkt van de andere locaties. Dat is reden om voor locatie Zoutkamp te kiezen voor de reeks van Wetterskip Fryslân. Beide meetlocaties liggen enkele honderden meters van elkaar verwijderd. Voor de analyse van de woelmuizen-index op de Schildhoek in de perioden 1983-2001 en 2015-2022 wordt het gemiddelde gebruikt van de meetlocaties bij Dokkumer Nieuwe Zijlen en Zoutkamp van Wetterskip Fryslân. Van deze meetlocaties zijn de langste meetreeksen van waterpeilen beschikbaar.

Het waterpeilverloop bij Lauwersoog in de periode 2014-2022 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 2022 was alleen op de teldag in februari sprake van een sterk verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 7.5). Het maximaal bereikte waterpeil in de winter 2021/2022 was in vergelijking met de periode vanaf 2014/2015 iets lager dan gemiddeld (tabel 7.1).



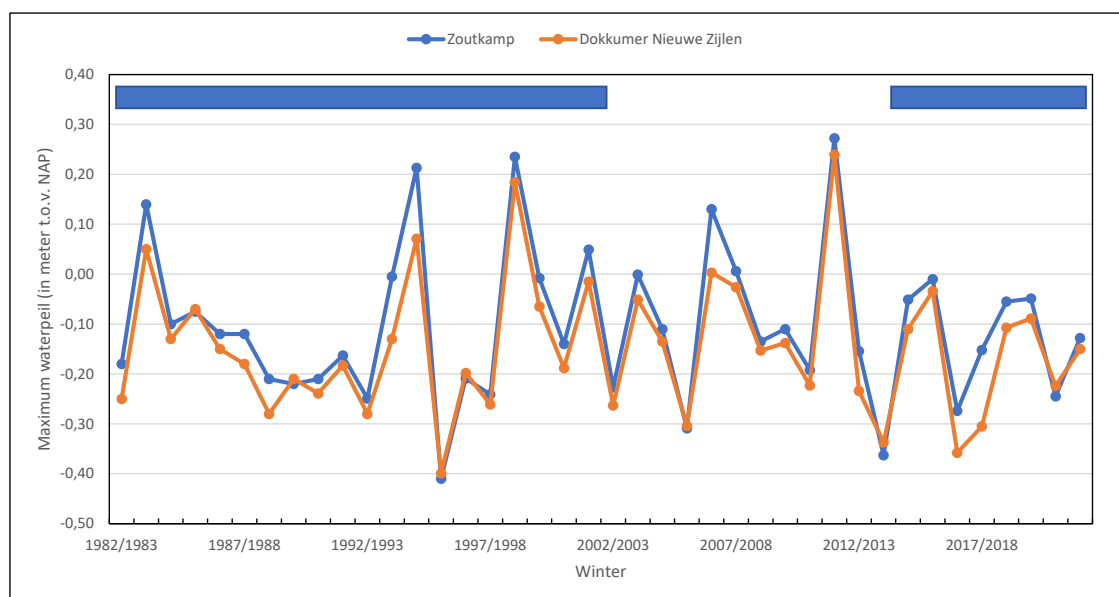
Figuur 7.5. Het maximale waterpeil op de maandelijkse teldagen van roofvogels in het Lauwersmeer in 2022 en het maximaal bereikte waterpeil op de teldagen in 2022 vanaf 1 juli (locatie Lauwersoog).

Tabel 7.1. Het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op vier locaties in de periode 2014/2015 - 2022/2023 (de gegevens uit de laatste winter zijn voorlopig en hebben betrekking op de periode tot en met 31-12-2022).

Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter t.o.v. NAP)			
	Lauwersoog	Zoutkamp		Dokkumer Nieuwe Zijlen
	Waterschap Noorderzijlvest	Waterschap Noorderzijlvest	Wetterskip Fryslân	Wetterskip Fryslân
2014-2015	-0,14	0	-0,05	-0,11
2015-2016	-0,05	-0,04	-0,01	-0,03

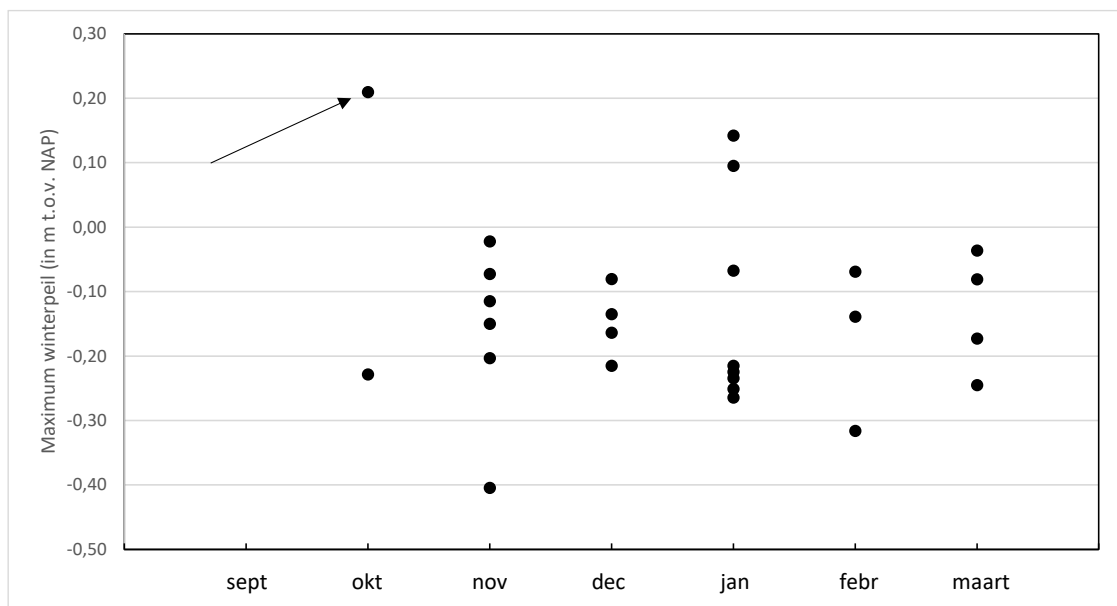
Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter t.o.v. NAP)			
2016-2017	-0,35	-0,25	-0,27	-0,36
2017-2018	-0,28	-0,14	-0,15	-0,31
2018-2019	-0,15	-0,06	-0,06	-0,11
2019-2020	-0,07	-0,06	-0,05	-0,09
2020-2021	-0,24	-0,23	-0,25	-0,22
2021-2022	-0,17	-0,13	-0,13	-0,15
2022-2023	(-0,50)	(-0,47)	(-0,46)	(-0,44)
Gemiddelde 2014-2015 - 2021-2022	-0,18	-0,11	-0,12	-0,17

In figuur 7.6 is het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar weergegeven voor de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2021/2022. Het maximaal bereikte waterpeil laat in deze periode grote verschillen zien tussen winters (minimum -0,40 meter NAP, maximum +0,26 meter NAP gemiddeld voor beide locaties). Het maximum bereikte waterpeil is op locatie Zoutkamp gemiddeld iets hoger dan op locatie Dokkumer Nieuwe Zijlen, vooral bij extreem hoger waterpeilen. Opwaaïing van water speelt hierbij waarschijnlijk een rol. Opvallend is verder dat in de onderzoeksperiode 2014/2015 -2022/2023 geen opvallend hoge waterpeilen zijn opgetreden.



Figuur 7.6. Het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2021/2022 (gegevens Wetterskip Fryslân). De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2022 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

In figuur 7.7 wordt weergegeven wanneer het maximaal bereikte waterpeilen in het winterhalfjaar in de periode 1982/1983 – 2000/2001 en 2014/2015 – 2021/2022 zijn opgetreden. In deze periode was dat twee maal in oktober, zes maal in november, vier maal in december, acht maal in januari, drie maal in februari en vier maal in maart. Opvallend in deze figuur is het extreem hoge waterpeil in oktober 1998 (+0,21 meter NAP). In de meeste winters is het maximaal bereikte waterpeil minder hoog en wordt het pas later in de winter vastgesteld.



Figuur 7.7. het maximaal bereikte waterpeil per winterhalfjaar in de periode 1982/1983 - 2000/2001 en 2014/2015 - 2021/2022. Weergegeven wordt in welke maand het maximaal bereikte waterpeil per winterhalfjaar is opgetreden. Het uitzonderlijk hoge waterpeil in oktober 1998 wordt geaccentueerd aangegeven met een pijl.

Muizenbemonstering

De muizenpopulatie wordt vanaf 2015 jaarlijks op een aantal vaste locaties in het platengebied bemonsterd met inloopvallen (*life traps*) (figuur 7.8). De muizencensus in 2022 vond plaats in de periode 21-27 oktober. De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweiding, seizoensbeweiding in combinatie met jaarrondbeweiding). Over het algemeen zijn muizenraaien uitgezet op het hoogste deel van te bemonsteren platen, bij voorkeur in rietvegetaties tussen 0,5 en 1,5 meter, waarin de hoogste dichtheden van Veldmuizen kunnen worden aangetroffen (Beemster & Vulink 2013). Op de Schildhoek is hiervan afgeweken: muizenraai Schildhoek 2 is gelegen op een iets 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.).

Alle vanglocaties zijn lopend te bereiken. De looptijd vanaf wegen of paden is soms aanzienlijk. De muizenraaien op de Schildhoek en Pampusplaat liggen in een gebied met seizoensbeweiding, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in een gebied met een combinatie van seizoensbeweiding en jaarrondbeweiding (figuur 7.9). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweiding vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrond beweidde platen is verder van belang dat muizenvallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.

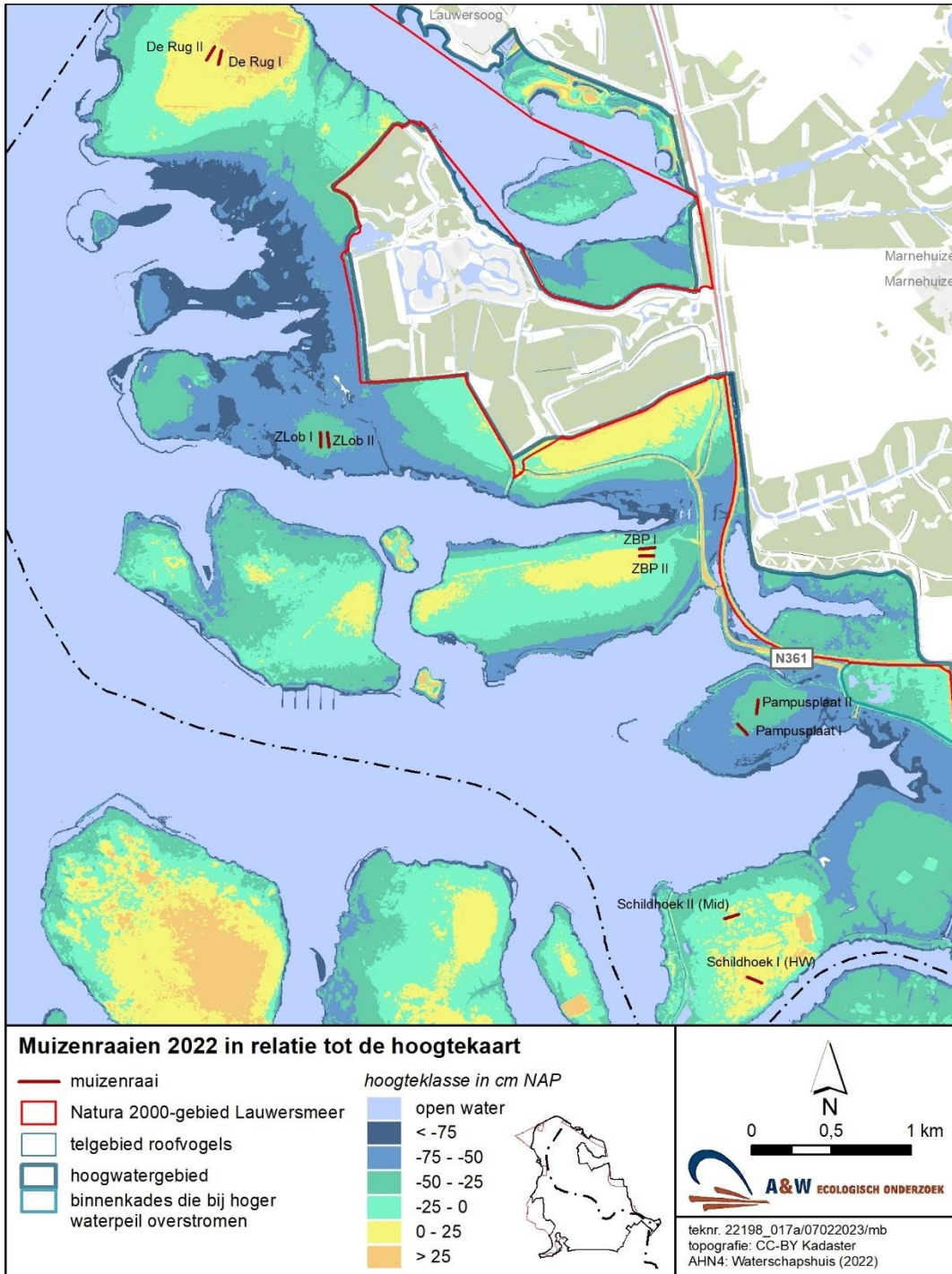
De uitvoering van de muizencensus in oktober houdt rekening met het feit dat de muizendichtheid dan doorgaans het hoogst is, terwijl grootschalige inundaties normaliter pas later in de herfst optreden. De timing van de muizencensus sluit aan bij in het verleden uitgevoerde muizenbemonsteringen in de 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 7.8).

De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 21 t/m 24 oktober) stonden de vallen, met lokvoer, niet op scherp; de bedoeling van dit zogenoemde 'pre-baiten' (voorvoeren) is om de muizen te laten wennen aan de beschutting en het aangeboden voedsel, en om zodoende de vangkans te vergroten. Op 24 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 27 oktober. In totaal is dus gedurende drie nachten en

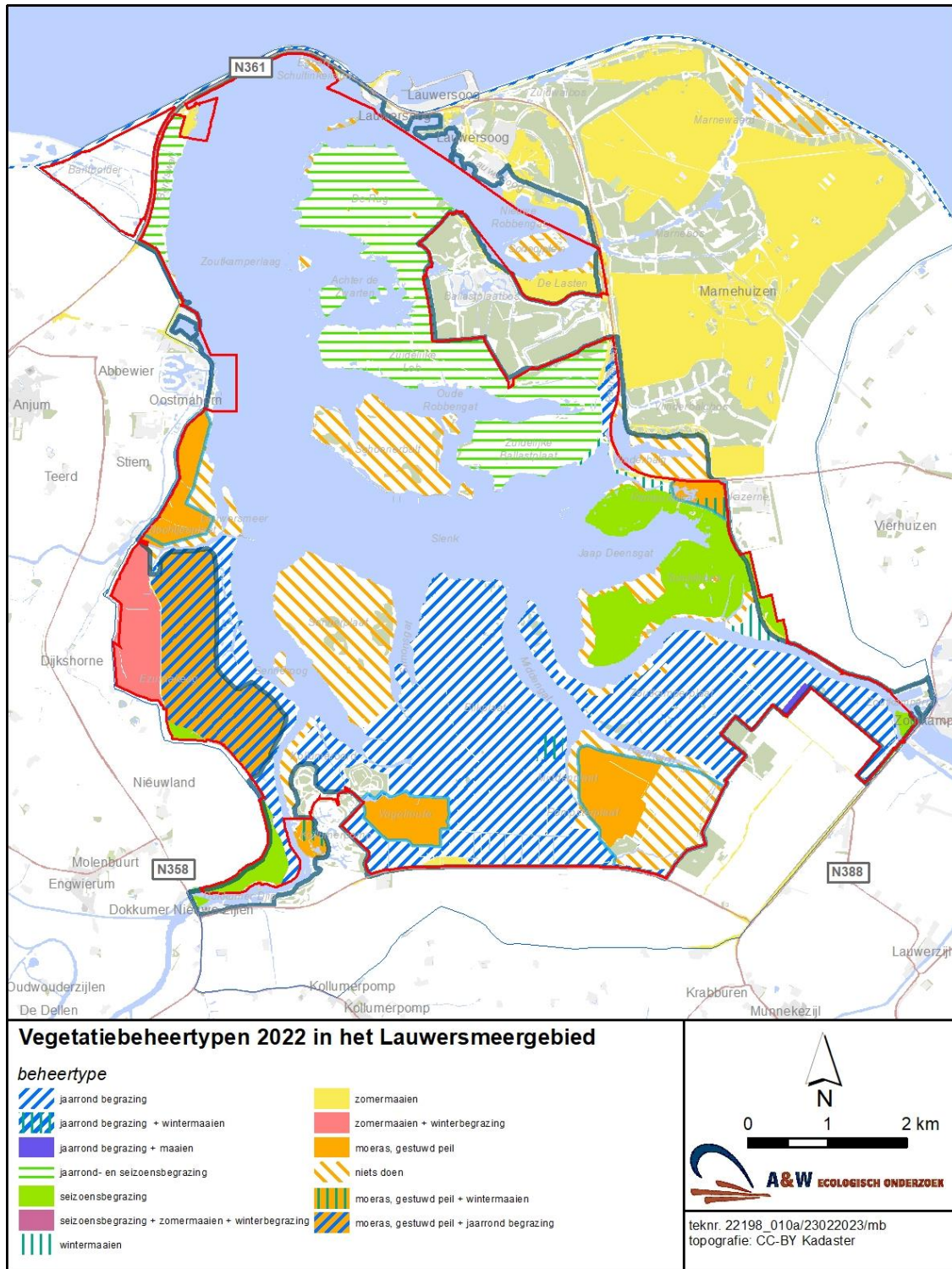
twee dagen gevangen. De muizencensus heeft geresulteerd in 10 (stations) * 2 (vallen) * 3 (valnachten) = 60 valnachten per vangraai.

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 2022 is deze index bekend voor alle muizensoorten.



Figuur 7.8. Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in oktober 2022 met als achtergrond de hoogtekaart (AHN4).



Figuur 7.9. Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2022.

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

Bij de vergelijking van de muizenvangsten op de Schildhoek in de perioden 1983-2001 (met behulp van klapvallen) en 2015-2022 (met behulp van inloopvallen) is gebruik gemaakt van een ijklijn om de vangsten van deze methodes vergelijkbaar te maken. Tijdens de muizenuitbraak in Fryslân in 2014/2015 zijn locaties eerst bemonsterd met inloopvallen en kort daarop met klapvallen (Wymenga *et al.* 2016). Met behulp van de ijklijn ($y=0,6241x$, $r^2=0,8234$) zijn vangsten met inloopvallen omgezet in klapval-vangsten.

Tellingen van roofvogels

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

De verspreiding van muizen etende roofvogels in de periode november 2021 - oktober 2022 is gedigitaliseerd (in GIS). Hierbij zijn de soorten geselecteerd waarvan bekend is dat woelmuizen 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 muizen etende roofvogels te digitaliseren kan in beeld worden gebracht waar deze vogels foerageren: binnen het hoogwatergebied kan geanalyseerd worden hoe het foerageergebied over en binnen het jaar verandert in afhankelijkheid van vegetatiebeheertype, vegetatiestructuurtype en hoogte op de plaat (en dus kans inundatie).

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

Bejaagbaarheid van muizen voor muizen etende 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 5.5), die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2020 is gemaakt. De actuele situatie kan sindsdien iets veranderd zijn.

7.4. Resultaten

Muizenaanbod in 2015-2022

Muizenaanbod in de omgeving

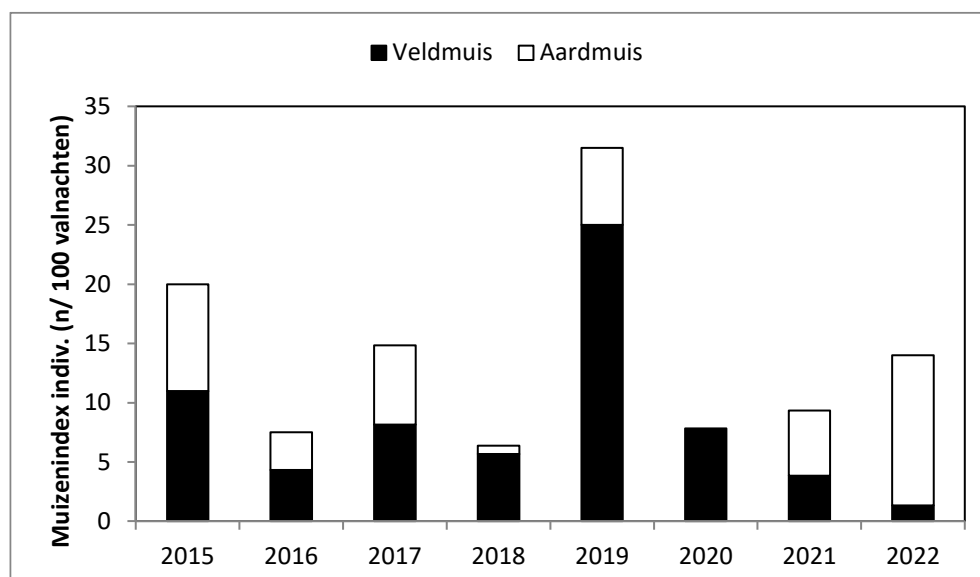
Landelijk gezien was het broedsucces van muizen etende roofvogels en uilen in 2022 laag (Bijlsma 2023), hetgeen duidt op een laag woelmuizenaanbod in het broedseizoen. De omgeving van het Lauwersmeer vormde hierop geen uitzondering (eigen waarnemingen). In de loop van het najaar nam het woelmuizenaanbod in ieder geval in Fryslân sterk toe (gegevens A&W).

Muizenaanbod op de platen in 2022 in vergelijking met 2015-2021

De muizencensus in oktober 2022 leverde in totaal 275 muizenvangsten op (tabel 7.2, bijlage 8). In vergelijking met voorgaande jaren is dit een relatief hoog aantal (zie o.a. de verbeterde file voor 2021 (bijlage 7). Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (46% van de vangsten), Dwergmuis (35%), Bosspitsmuis (12%), Veldmuis en Dwergspitsmuis (beide 3%) en Bosmuis (0,4%). Het aandeel van beide soorten woelmuizen (Veldmuis en Aardmuis) laat in de loop der jaren veel variatie zien: het aandeel Aardmuis was in 2022 op zijn hoogst en dat van Veldmuis op zijn laagst (figuur 7.10).

Tabel 7.2. Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in 2015-2022.

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Veldmuis	105	40	82	75	225	70	26	9
Aardmuis	97	41	49	3	50	0	64	126
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10	9	16	33
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3	2	3	9
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0	0	0	0
Bosmuis	0	30	0	4	2	15	17	1
Dwergmuis	9	25	14	40	26	11	40	97
Totaal	239	159	164	159	316	107	166	275



Figuur 7.10. Gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2022.

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

De Veldmuis komt in (bijna) het gehele Lauwersmeer voor, de Aardmuis is in het verleden alleen vastgesteld op de zuidelijke platen tussen het Dokkumer diep en de Vlinderbalg (Beemster & Dijkstra 1991, Dijkstra *et al.* 1995, Beemster ongepubl.). In 2019 werd de Aardmuis voor het eerst noordelijk van de Vlinderbalg gevangen, en wel op de Rug en op de Zuidelijke lob. Nadat in 2020 geen enkele Aardmuis kon worden gevangen, werd de soort in 2021 en 2022 opnieuw op de Rug en Zuidelijke lob vastgesteld en voor het eerst ook op de Zuidelijke Ballastplaat (figuur 7.11). 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 in 2015-2022

Figuur 7.12 laat de individuele muizenindex van Veldmuis en Aardmuis zien in afhankelijkheid van de maximale inundatie in de voorgaande winter per muizenraai in de periode 2015-2022. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking van het maximaal bereikte waterpeil op locatie Lauwersoog met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De maaiveldhoogte van de muizenraaien is door ons zelf bepaald in 2020.

De hoogst gelegen muizenraaien zijn te vinden op de Rug. Deze muizenraaien zijn in de winters 2014/2015-2021/2022 nooit geïnundeerd geraakt. In deze muizenraaien was de woelmuisdichtheid in 2019 hoog, in 2021-2022 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 9). 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 2014/2015-2021/2022 was dat het geval in 2015/2016 en 2019/2020, beide keren in geringe mate (figuur 7.12). In de zomer erna was de woelmuisdichtheid hier laag (2016), respectievelijk relatief hoog (2020). 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

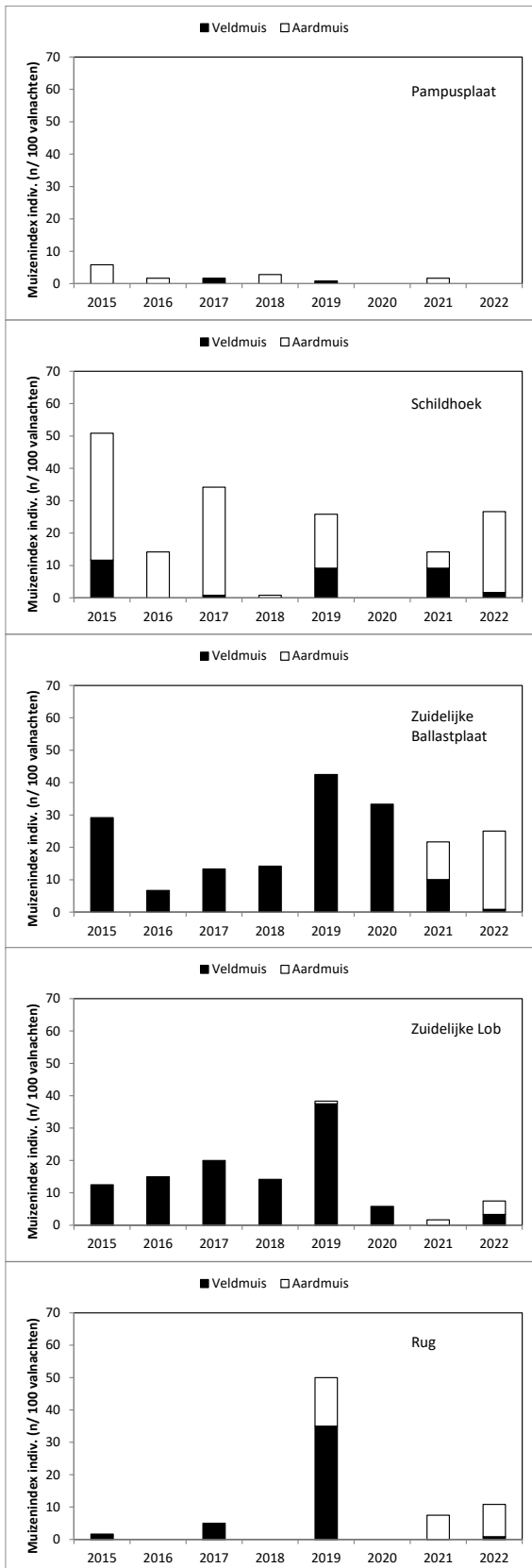
periode 2014/2015-2021/2022 was dat alleen in de winters 2015/2016 en 2019/2020 het geval. Muizenraai Schildhoek 2 raakte in zes van de acht winters geïnundeerd. Voor deze muizenraaien is er geen duidelijk verband tussen de individuele muizenindex en de maximale inundatie in de voorgaande winter (figuur 7.12). In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op dit onderwerp voor de Schildhoek in de periode 1983-2001 en 2015-2022.

Muizenraaien op de Pampusplaat en Zuidelijke lob raakten in de periode 2014/2015-2021/2022 elke winter geïnundeerd. Op de Pampusplaat leidde dit in alle navolgende zomers tot lage dichtheden van woelmuizen (figuur 7.12), op de Zuidelijke Lob waren de woelmuisdichtheden ondanks de winterse inundaties tamelijk hoog, vooral in 2017 en 2019 (figuur 7.12). 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.

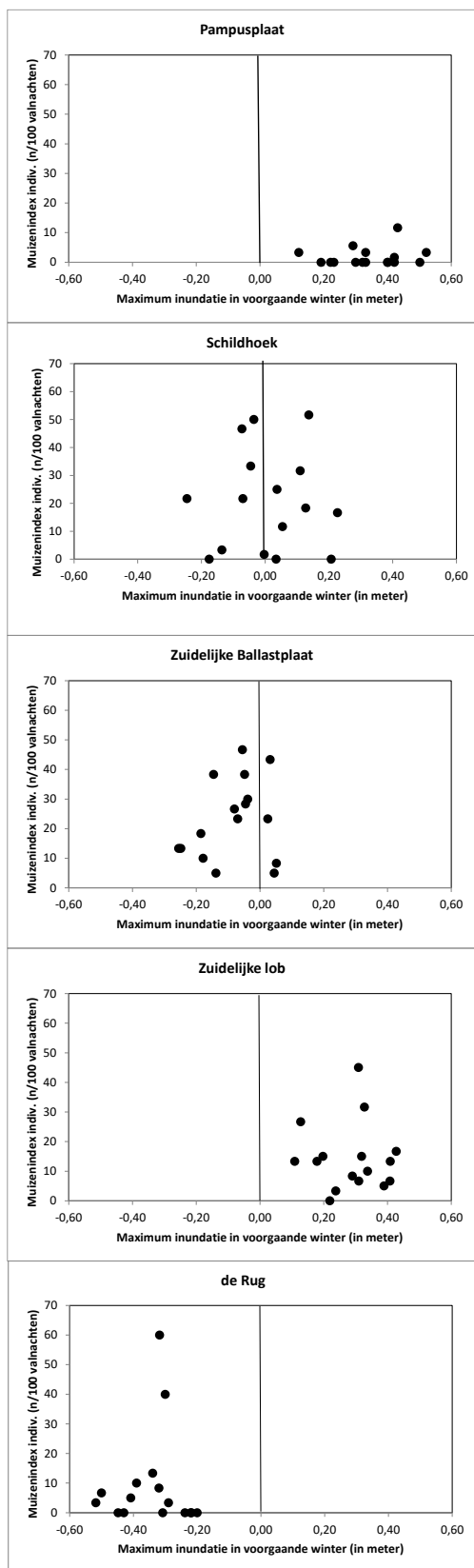
Muizenbeschikbaarheid voor roofvogels in 2015-2022

De muizenbeschikbaarheid voor roofvogels is niet hetzelfde als het muizenaanbod. In hoge en dichte vegetaties zijn muizen onder normale omstandigheden (niet plasdras en zonder inundatie) niet vangbaar voor roofvogels, in meer open vegetaties treden verschillen op tussen verschillende soorten roofvogels (zie later in dit hoofdstuk).

Op de zuidelijke platen van het Lauwersmeer wordt de structuur van de vegetatie op de hogere plaatdelen bepaald door riet. In hogere rietvegetaties is de bedekking van de vegetatie gemiddeld hoger (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 beweide 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 muizen etende roofvogels hier lastiger te onderzoeken dan op de zuidelijke platen.



Figuur 7.11. Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2022.



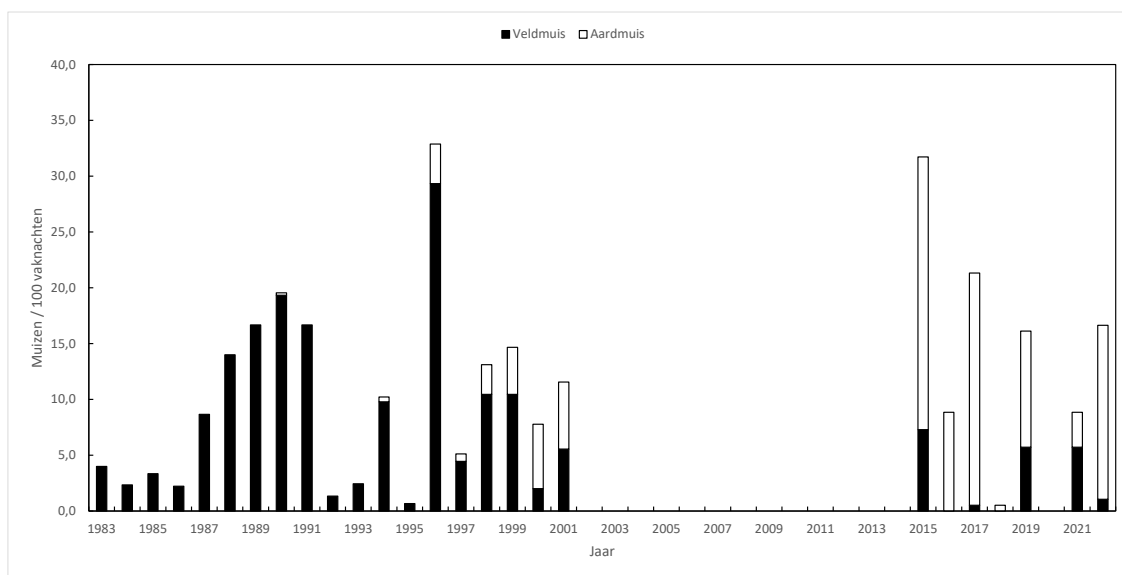
Figuur 7.12. Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de maximum inundatie in de voorgaande winter per muizenraai per gebied in het Lauwersmeer in de periode 2015-2022. Als meetpunt voor het waterpeil is gebruikt locatie Lauwersoog.

Muizenaanbod en inundatie op de Schildhoek in 1983-2001 en 2015-2022

Op de Schildhoek is ook in de periode 1983-2001 onderzoek naar de aanwezigheid van muizen - en speciaal woelmuizen – uitgevoerd (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). In de deze periode

werden in de meeste jaren drie muizenraaien bemonsterd. Beide muizenraaien die sinds 2015 jaarlijks worden bemonsterd werden dat ook in de periode 1983-2001. De locatie van de derde muizenraai is omstreeks 2010 grotendeels verloren gegaan door de aanleg van een klein depot met bagger uit de Zoutkamperril.

Door de toevoeging van extra gegevens uit de periode 1983-2001 ontstaat een veel grotere dataset met gegevens over de aanwezigheid van woelmuizen op de Schildhoek in relatie tot het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter. Het aanbod van de woelmuizen op de Schildhoek in de periode 1983-2001 laat grote variaties zien (figuur 7.13). Jaren met weinig woelmuizen en jaren met veel woelmuizen wisselen elkaar af. In 1990 werd de Aardmuis voor het eerst vastgesteld op de Schildhoek en vanaf dat jaar nam het aandeel van deze soort in de woelmuizenpopulatie geleidelijk toe. In de periode 2015-2022 bestond het merendeel van de woelmuizen op de Schildhoek uit Aardmuizen (figuur 7.13).



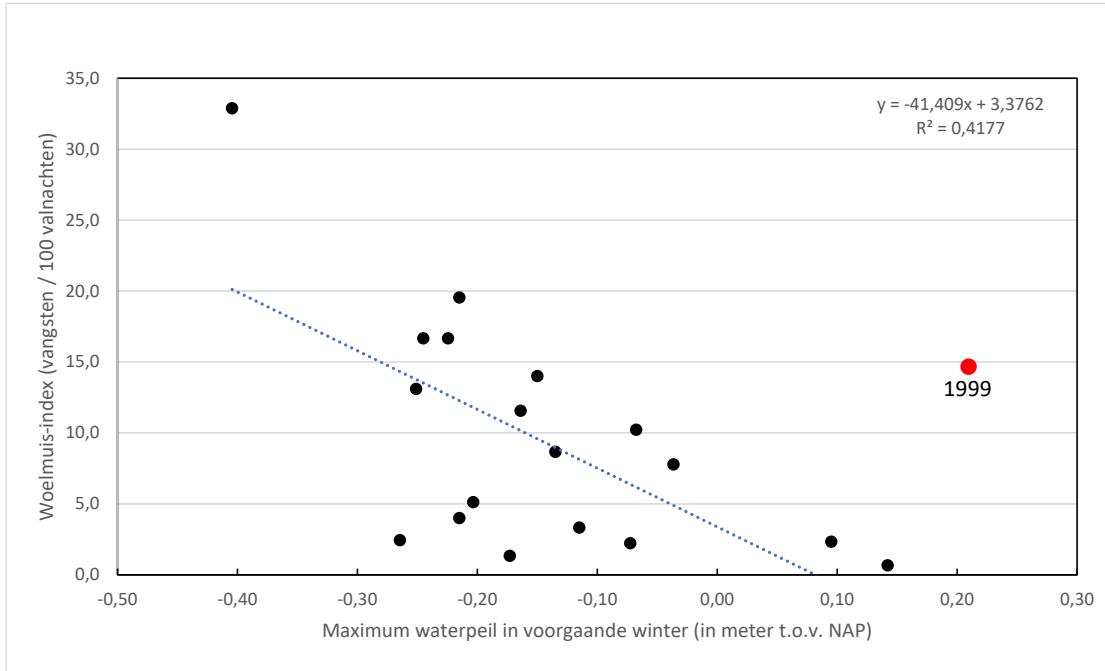
Figuur 7.13. Gemiddelde individuele muizenindex (verdeeld over van Veldmuis en Aardmuis) op de Schildhoek in de periode 1983-2001 en 2015-2022. De index in 2015-2022 is omgerekend met een in 2015 bepaalde ijklijn, waarbij locaties eerst zijn bemonsterd met lifetraps en direct daarna met klapvallen (in het kader van onderzoek naar de muizenuitbraak in Fryslân in 2014-2015; Wymenga et al. 2016, 2022). Door het gebruik van de ijklijn ($y=0,6241x$, $r^2=0,8234$) is het niveau van de waarden in de periode 2015-2022 mogelijk minder betrouwbaar

Figuur 7.14 laat het verband zien tussen het aanbod van woelmuizen op de Schildhoek en het maximaal bereikte waterpeil in het Lauwersmeer in de periode 1983-2001 (boven), de periode 2015-2022 (midden) en de gecombineerde periode 1983-2001 / 2015-2022 (onder). Er is reden om het jaar 1999 (met voorgaande winter 1998/1999) buiten beschouwing te laten bij de analyse (zie hieronder). Als dat wordt gedaan dan is er voor de periode 1983-2001 en de gecombineerde periode 1983-2001 / 2015-2022 een duidelijk verband tussen het aanbod van woelmuizen en het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter. Bij een hoger maximum waterpeil in de winter is het woelmuizenaanbod in het volgende najaar lager. Het verband berust sterk op het ene extreem lage maximum winterpeil van 1995/1996 (-0,40 meter NAP) en de twee winters met een extreem hoog maximum waterpeil (0,10 meter NAP in 1983/1984, 0,14 meter NAP in 1994/1995). Voor de periode 2015-2022 is er geen duidelijk verband, mogelijk mede doordat het aantal jaren nog relatief beperkt is, en extreem lage en extreem hoge maximum waterpeilen in deze periode niet voorkwamen.

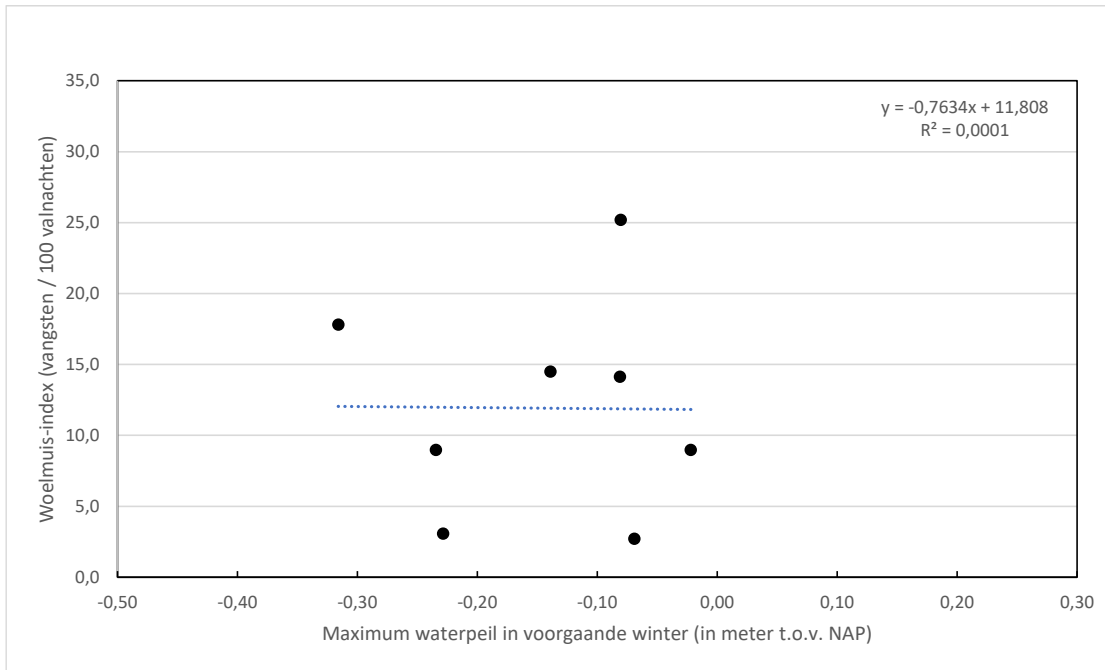
Wat maakt het jaar 1999 en voorgaande winter 1998/1999 zo bijzonder om deze buiten beschouwing te laten? In figuur 7.7 is te zien dat het extreem hoge waterpeil in de winter 1998/1999 uitzonderlijk vroeg in het najaar viel. Gewoonlijk wordt het maximale waterpeil in het winterhalfjaar bereikt in de maanden november – maart, in 1998/1999 was dat al in oktober het geval. In oktober is de watertemperatuur nog veel hoger dan later in de winterhalfjaar, waardoor het negatieve effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk minder groot is. In oktober is de vegetatie verder nog meer gestructureerd, waardoor het effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk ook minder groot is dan later in de winter.

Een analyse om het variabele aanbod van woelmuizen behalve door het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter ook door andere variabelen (datum van het maximale waterpeil in de winter, neerslagtekort in de zomer, al of niet muizenpiekjaar, gemiddelde rietstengellengte in de muizenraai) te laten verklaren, bleek veel ingewikkelder te zijn dan eerder werd gedacht. Deze analyse zal daarom in 2023 worden herhaald.

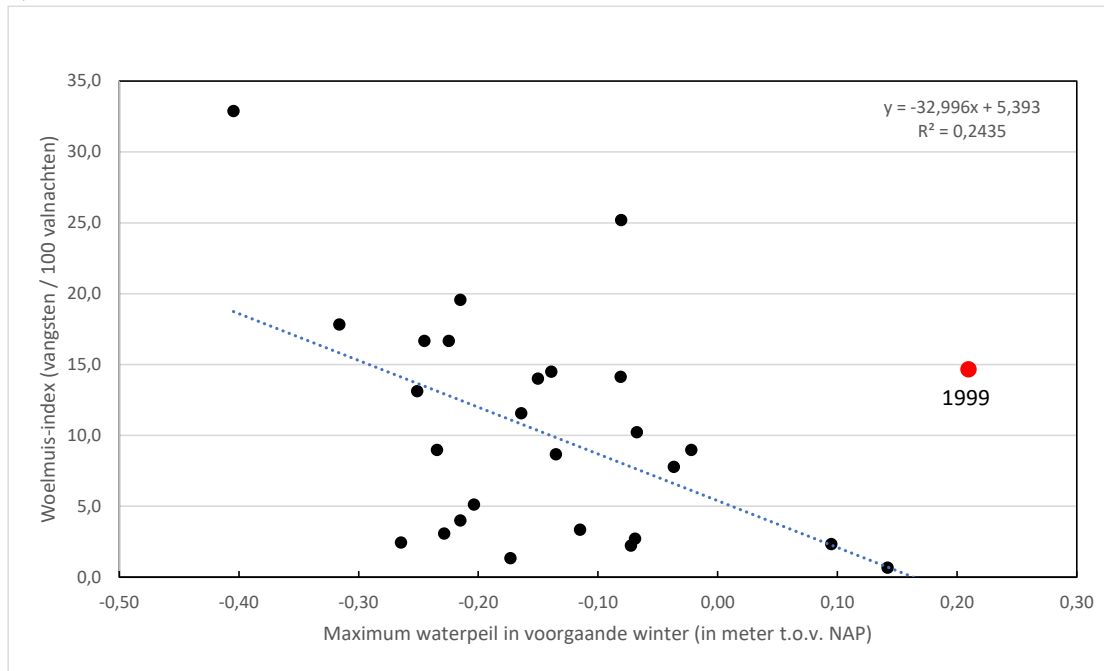
1983-2001



2015-2022



1983-2001 / 2015-2022



Figuur 7.14. Gemiddelde individuele muizenindex (Aardmuis + Veldmuis) in 1983-2001 (boven), 2015-2022 (midden) en 1983-2001 / 2015-2022 (onder) in relatie tot het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter (gemiddelde van locatie Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen). Het jaar 1999 met 1998/1999 als voorgaande winter wordt apart weergegeven en is niet opgenomen in de lineaire regressie (zie verdere uitleg in de tekst)

Muizen etende roofvogels

Karakterisering van de soorten

De belangrijkste muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer zijn Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Grauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenavalk en Velduil. Voor Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil zijn instandhoudingsdoelen opgesteld. In 2022 werd het instandhoudingsdoel voor Grauwe kiekendief en Velduil niet gehaald, dat van Bruine kiekendief (voor het eerst sinds 2015) wel (tabel 7.3).

Tabel 7.3. Instandhoudingsdoelen voor de Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil in Natura 2000-gebied Lauwersmeer. De instandhoudingsdoelen hebben betrekking op de draagkracht in aantal broedparen. Ook het aantal broedparen in 2022 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2022
Bruine kiekendief	20	23
Grauwe kiekendief	4	0
Velduil	1	0

In deze paragraaf wordt het voorkomen van de bovengenoemde muizen etende roofvogels tijdens de maandelijkse tellingen kort besproken, met name in de afgelopen twintig jaar en in detail voor de periode november 2021 - oktober 2022. Dat gebeurt ook voor de eventuele status als broedvogel.

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 2022). 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. In 2022 waren verrassend genoeg 23 broedparen aanwezig, waarvan vijf op het eiland in het Nieuwe Robbengat, waar in 2021 slechts twee broedparen waren gevestigd. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen vertoonde in de periode 2000-2022 een licht afnemende trend, waarbij het zeer muizenarme jaar 2016 in negatieve zin opvalt. De toename van het aantal broedparen in 2022 leidde opvallend genoeg niet tot meer waarnemingen tijdens de maandelijkse tellingen (figuur 7.15). Bruine kiekendieven zijn vooral aanwezig in de maanden april - augustus, met kleinere aantallen in maart en september. In de wintermaanden oktober – februari gaat het om een klein, maar toenemend aantal vogels (figuur 7.16).

Blauwe kiekendief

De Blauwe kiekendief is in het Lauwersmeer tegenwoordig vooral een wintergast, met de hoogste aantallen in november – februari. Het merendeel van de vogels wordt waargenomen in het hoogwatergebied (figuur 7.16). 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, 2020/2021 en 2022/2023 (figuur 7.17). Het gebied wordt ook gebruikt als slaapplek, 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 scoorde laag, die van 2022/2023 juist relatief hoog (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. In het hoogwatergebied foerageren in het winterhalfjaar iets minder volwassen mannetjes dan buiten het hoogwatergebied (gemiddeld over 2015-2022 respectievelijk 22% (n=136) en 27% (n=112).

Tabel 7.4. Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat per winterhalfjaar in de periode 2014/2015 - 2022/2023. 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
2022-2023	22

Grauwe kiekendief

Het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2022 sterk afgenomen. Het laatste broedgeval vond plaats in 2012 (figuur 7.15). De afname kan vooral worden verklaard door een toenemende predatiedruk door Vossen (Beemster & Kleefstra 2022) en een toenemende begrazingsdruk op de zuidelijke platen, waardoor de rietlanden alhier ongeschikt zijn geworden als broedgebied. Verder is ook het beschikbare voedselaanbod afgenomen. Broedparen hebben zich verplaatst naar omliggende landbouwgebieden (Beemster & Wiersma 2020), maar foerageren deels nog steeds 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, 2021 en 2022 waren relatief goede jaren (figuur 7.15). 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. Daarnaast worden vooral de beweide platen van het Lauwersmeer gebruikt. Het landbouwgebied is van weinig belang als foerageergebied (Beemster 2019, Beemster & Wiersma 2020). De soort is vooral aanwezig van mei tot en met augustus.

Buizerd

Op de centrale platen van het Lauwersmeer wordt jaarlijks een zeer variabel aantal broedparen van de Buizerd vastgesteld. In 2016 waren er 9 broedparen, in 2017 10, in 2018 6, in 2019 16, in 2020 12, in 2021 8 en in 2022 slechts 4. 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 7.17). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar (figuur 7.16), mogelijk mede doordat pleisterende vogels dan minder opvallen.

Ruigpootbuizerd

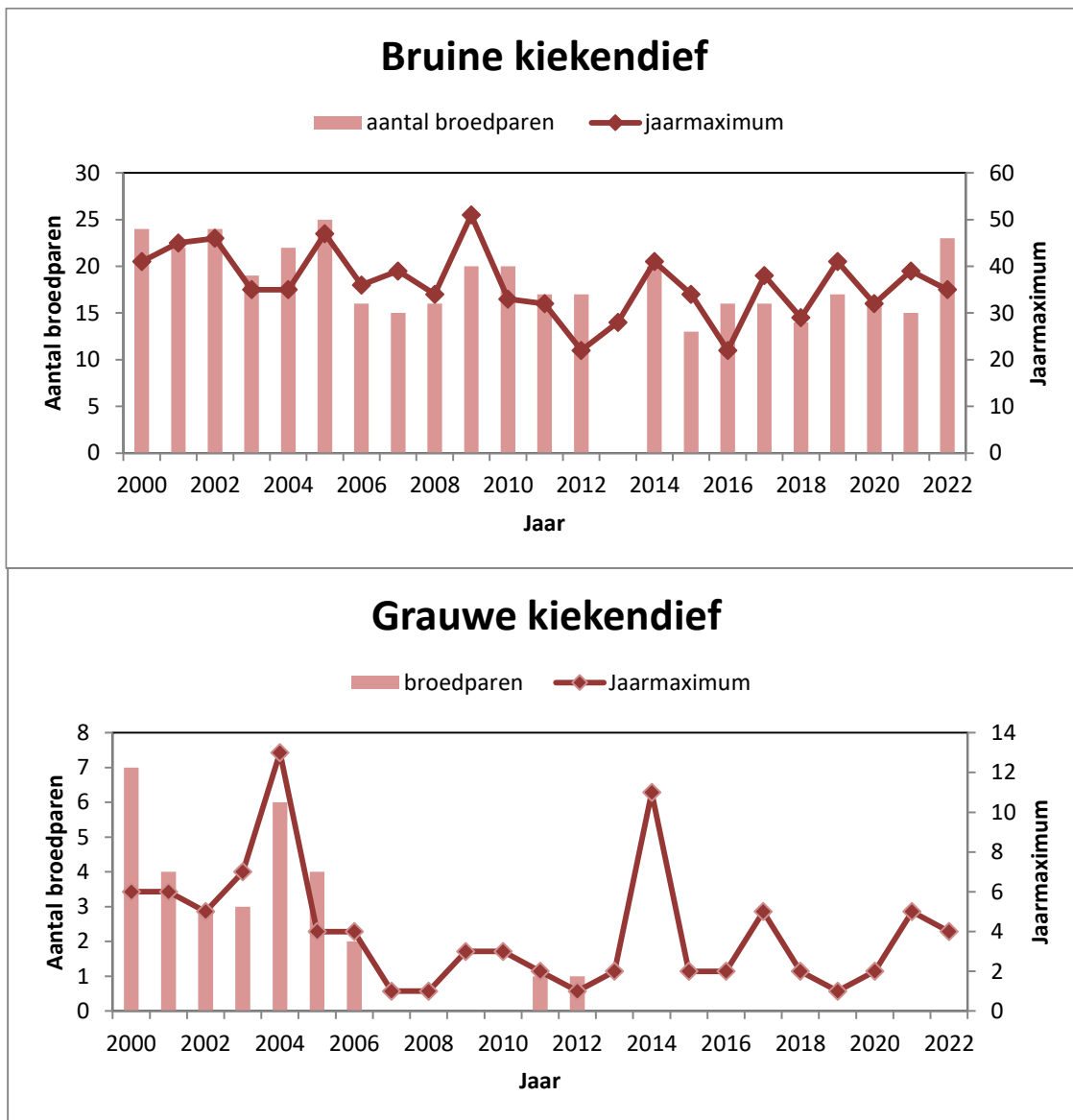
Sinds de jaren tachtig, toen regelmatig meer dan twintig overwinterende Ruigpootbuizerds geteld werden (Beemster 1994), is de soort sterk in aantal afgenomen. In de laatste 20 winters ging het meestal maar om enkele overwinteraars, met iets grotere aantallen in 2011/2012, 2012/2013 en 2018/2019 (figuur 7.17). Ruigpootbuizerds zijn vooral aanwezig in de maanden november -maart.

Torenvalk

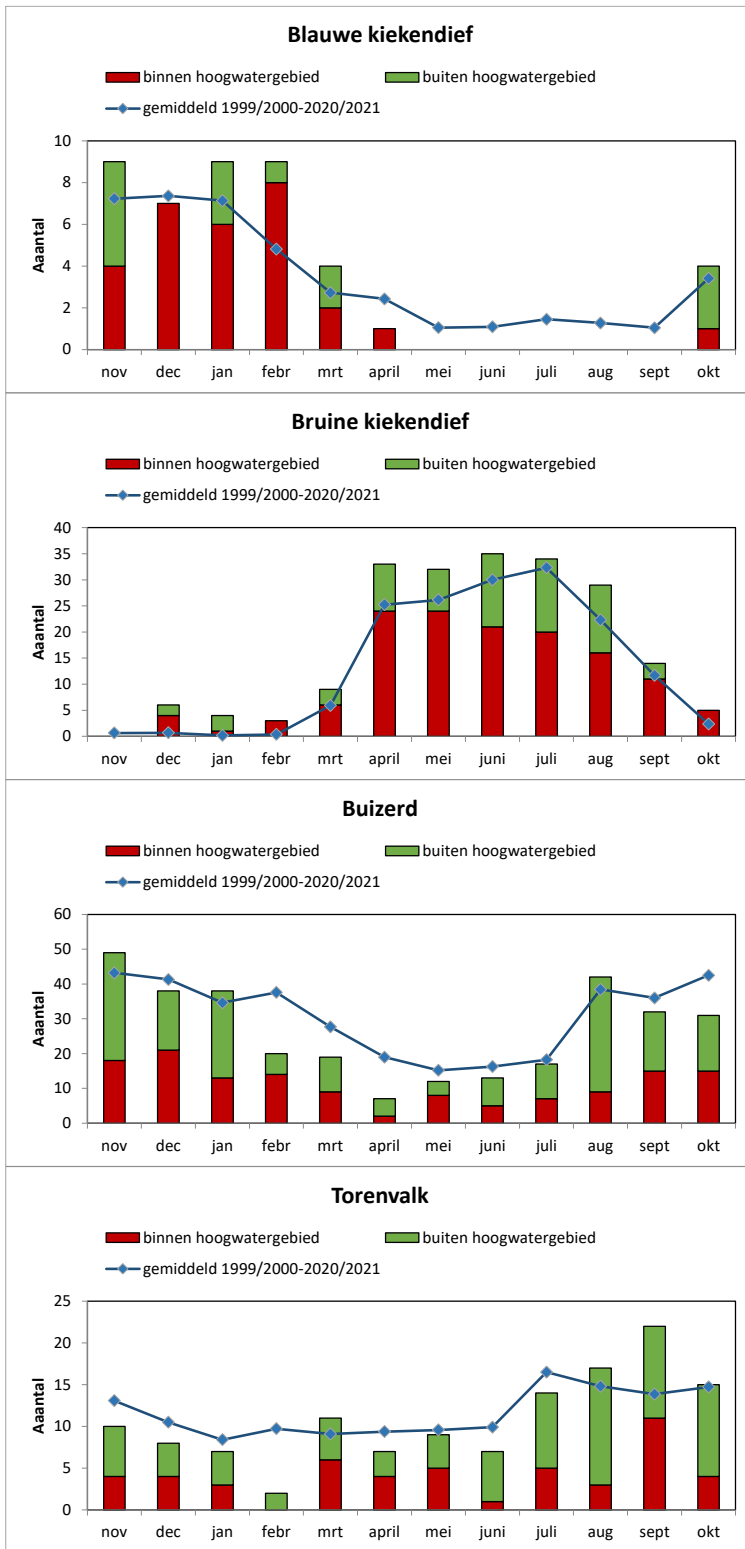
Het aantal broedparen van de Torenvalk in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer varieerde in de periode 2000-2022 tussen 0 en 11. In 2015 bedroeg het aantal broedparen in het Natura 2000-gebied 7, in 2016 en 2017 4, in 2018 3, in 2019-2021 4, terwijl de soort in 2022 niet kon worden vastgesteld. Buiten 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 7.17). 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. Het merendeel van de vogels wordt waargenomen buiten het hoogwatergebied (figuur 7.16).

Velduil

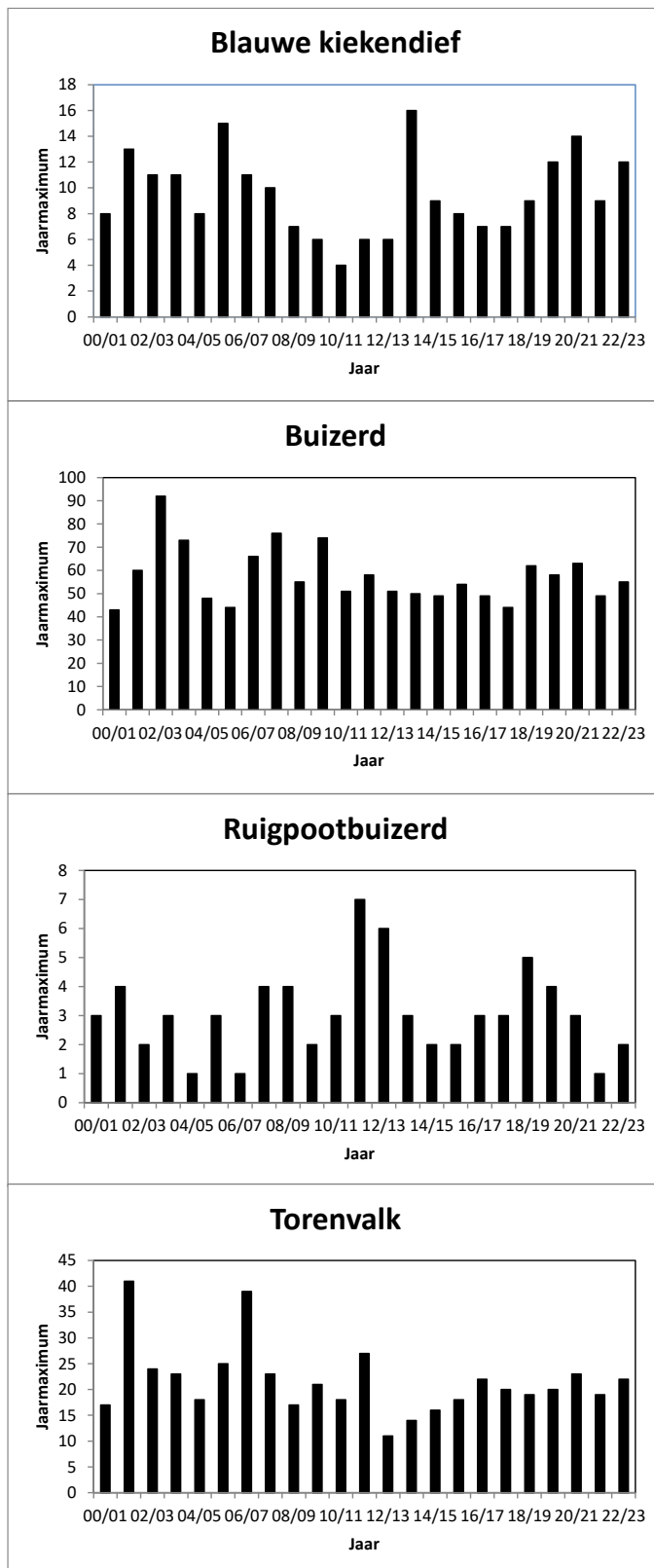
Tot en met 1993 was de Velduil een jaarlijkse broedvogel in het Lauwersmeer, met als maximum 18 broedparen in 1989. De meeste paren broedden eind jaren tachtig, begin jaren negentig in het militaire oefenterrein in de Marnewaard (Beemster & Wiersma 2020), dus buiten het huidige Natura 2000-gebied. Na 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 2021 - oktober 2022 zijn tijdens de maandelijkse tellingen geen Velduilen waargenomen.



Figuur 7.15. Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2022. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.



Figuur 7.16. Het aantal per maand getelde roofvogels van de algemeenste soorten in het Lauwersmeer in de periode november 2021 - oktober 2022. Vogels binnen en buiten het hoogwatergebied zijn apart weergegeven. Ter vergelijking is het gemiddeld aantal vogels per maand in de periode 1999/2000-2020/2021 (Blauwe kiekendief, Buizerd, Torenvalk) of in de periode 2000-2021 (Bruine kiekendief) weergegeven. In november 2021 en februari 2022 is het militaire oefenterrein in de Marnewaard niet geteld.

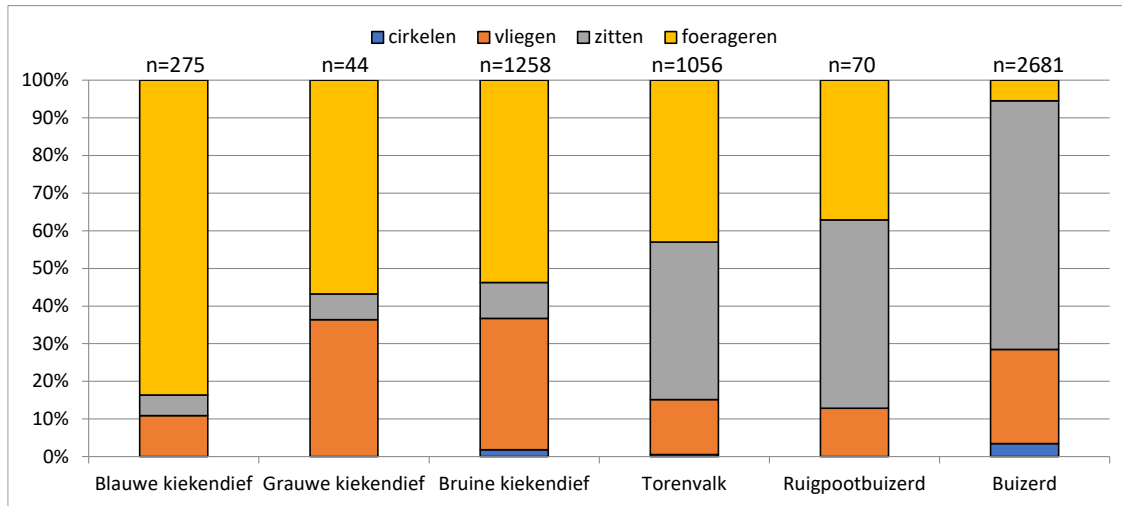


Figuur 7.17. Wintermaximum van Blauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenvalk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000/2001-2022/2023. Een jaar loopt van juli - juni, in 2021/2022 zijn de tellingen tot en met januari 2023 meegenomen.

Foerageerverspreiding tijdens de maandelijkse tellingen

Foeragerende 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.

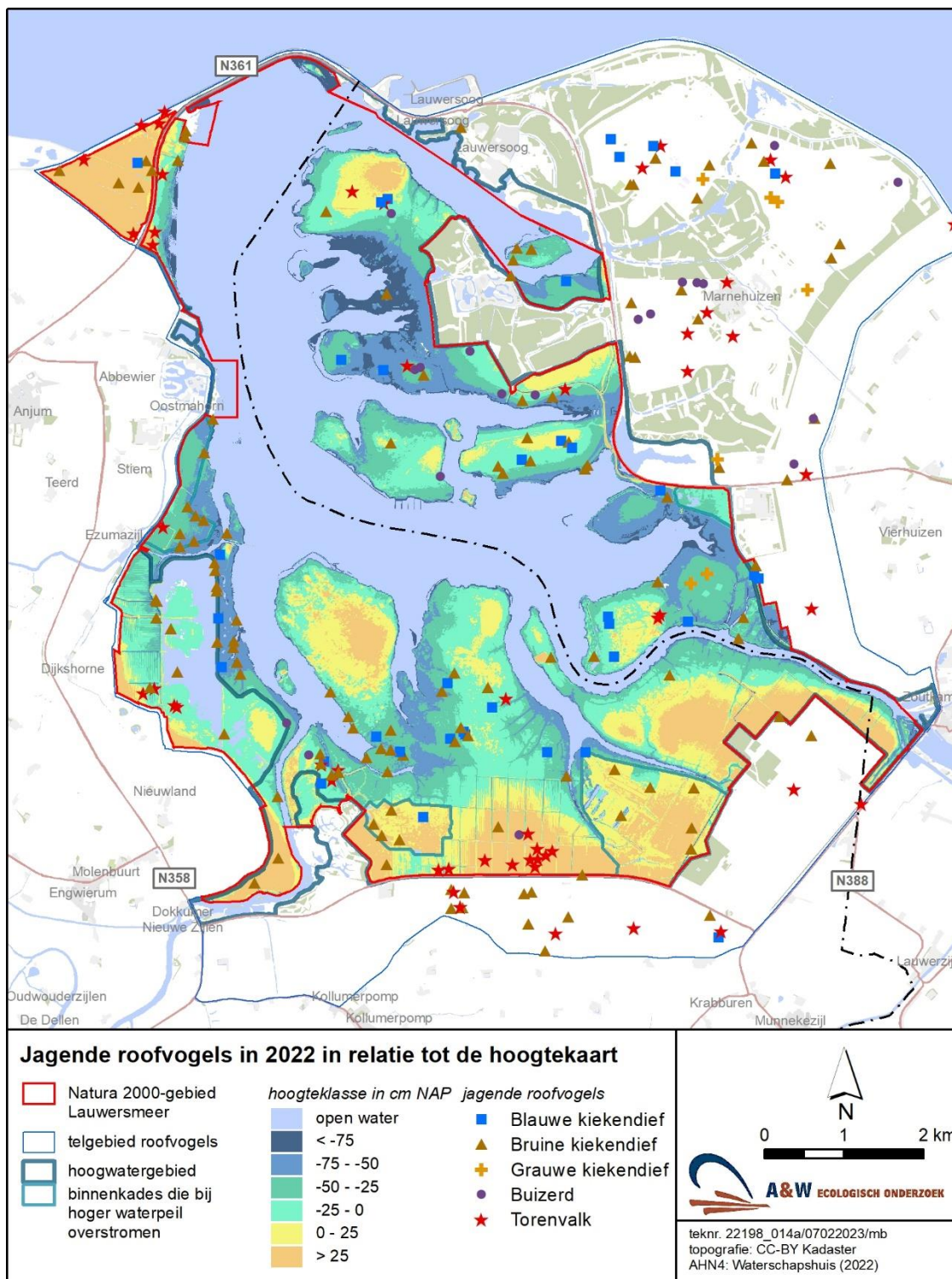
Het percentage foeragerende vogels laat grote verschillen zien tussen de soorten. Van de meest algemene muizen etende roofvogels is het percentage jagende vogels het hoogst voor de Blauwe kiekendief en het laagst voor de Buizerd, terwijl Grauwe kiekendief, Bruine kiekendief, Torenvalk en Ruigpootbuizerd een intermediaire positie innemen (figuur 7.18). 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 foerageren. 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 veelal niet zichtbaar.



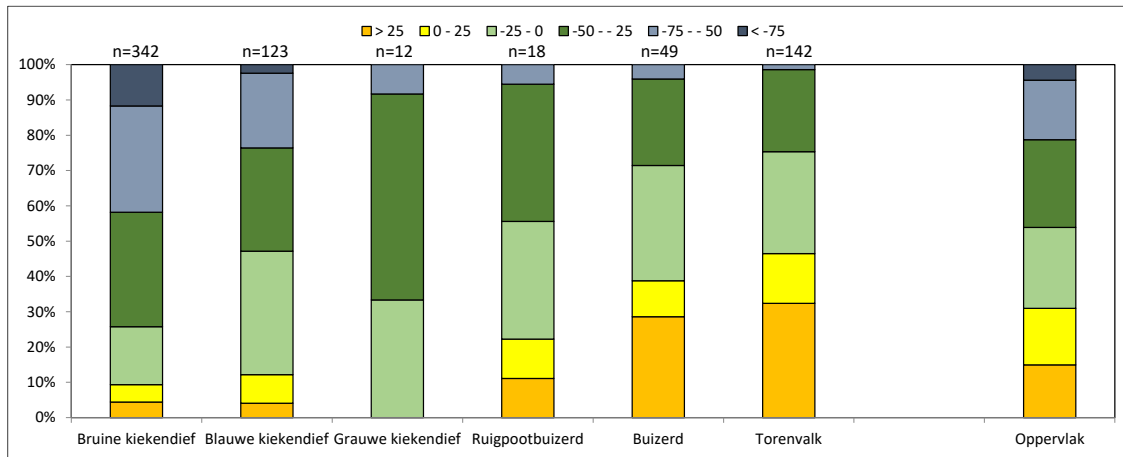
Figuur 7.18. Onderscheiden gedragingen van de meest algemene muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode januari 2015 - oktober 2022. Het aantal waargenomen vogels per soort in deze periode bedraagt: Blauwe kiekendief (n=275), Grauwe kiekendief (n=44), Bruine kiekendief (n=1258), Torenvalk (n=1056), Ruigpootbuizerd (n=70) en Buizerd (n=2681). De soorten zijn gerangschikt op basis van hun percentage foerageren.

Effect van maaiveldhoogte

Figuur 7.19 laat zien waar muizen etende roofvogels in de periode november 2021 - oktober 2022 foeragerend zijn waargenomen in relatie tot maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie). In de periode 2015 – oktober 2022 blijken kiekendieven binnen het hoogwatergebied gemiddeld lager op de platen te foerageren dan Buizerd en Torenvalk. De Ruigpootbuizerd neemt een intermediaire positie in (figuur 7.20).



Figuur 7.19. De verspreiding van foeragerende muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2021 - oktober 2022 in relatie tot maaiveldhoogte. De hoogtekartaart is gebaseerd op AHN4.

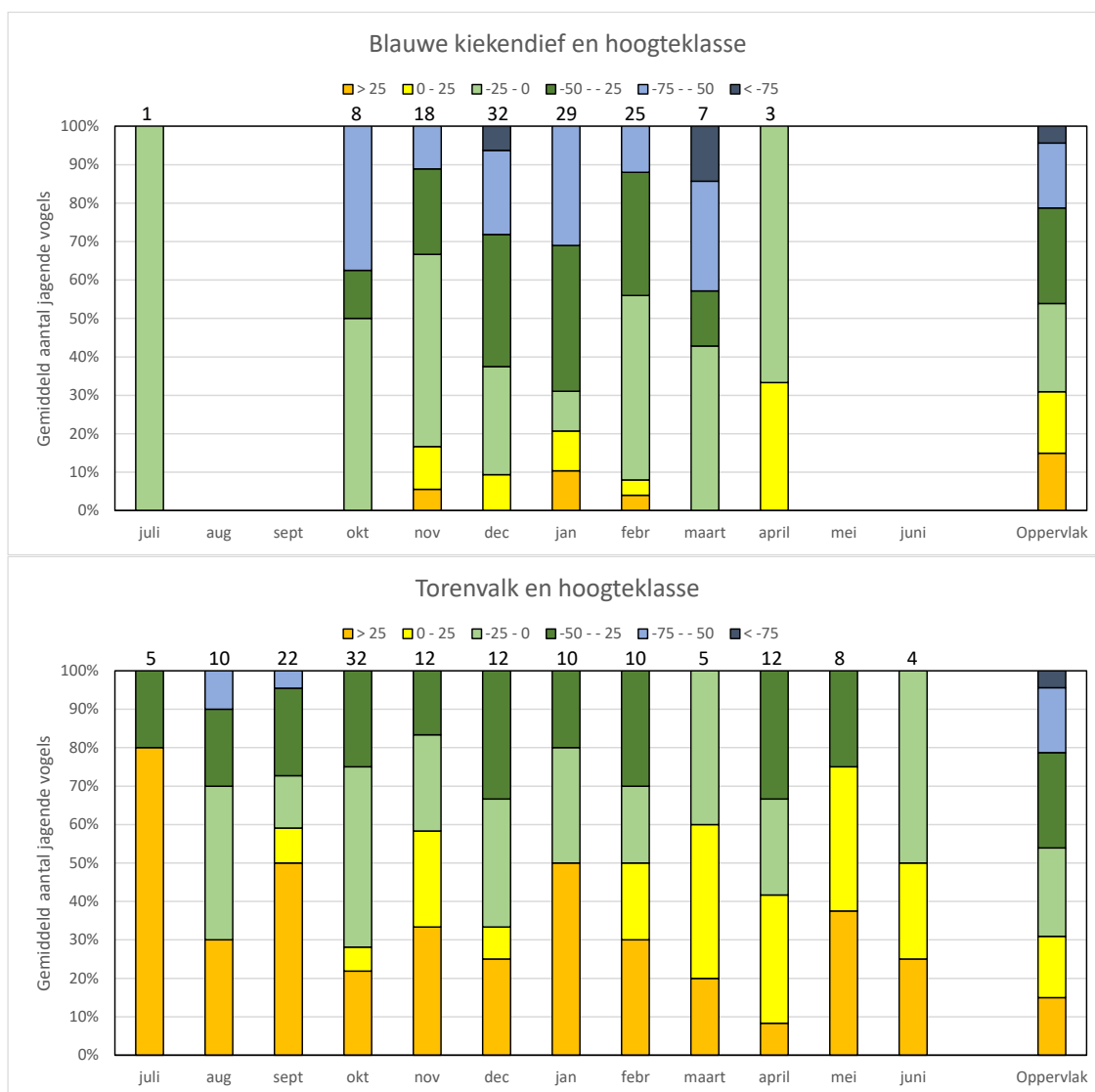


Figuur 7.20. De verdeling van foeragerende muizen etende roofvogels over de maaiveld-hoogteklassen (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode januari 2015 - oktober 2022. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Rechts in de figuur is het aanbod van de hoogteklassen weergegeven. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in de genoemde periode bedraagt: Bruine kiekendief (n=342), Blauwe kiekendief (n=123), Grauwe kiekendief (n=12), Ruigpootbuizerd (n=18), Buizerd (n=49) en Torenavalk (n=142). De soorten zijn gerangschikt naar hun hoogtegebruik.

Voor Blauwe kiekendief en Torenavalk is ook de gemiddelde hoogteverdeling per maand in de periode januari 2015 – oktober 2022 berekend (figuur 7.21). Het verschil in hoogtevoorkeur tussen beide soorten, de Blauwe kiekendief lager op de plaat, de Torenavalk hoger op de plaat, blijkt in alle maanden van het jaar op te treden. De Torenavalk jaagt zelfs voor een niet onbelangrijk deel in gebieden die in de periode januari 2015 – oktober 2022 niet geïnundeerd zijn geraakt (> 0 meter NAP). Het verschil in hoogtevoorkeur tussen beide soorten kan worden verklaard doordat de Torenavalk door zijn geringe pootlengte alleen boven minder gestructureerde vegetaties kan jagen. Op de lagere plaatdelen komen in weinig gestructureerde vegetaties nauwelijks woelmuizen voor.

De Blauwe kiekendief komt in het hoogwatergebied het meest talrijk voor in de maanden november – februari. In december en januari foerageert de soort om nog onduidelijke redenen gemiddeld genomen lager op de plaat dan in november en februari (figuur 7.21).

De Torenavalk komt het gehele jaar in het hoogwatergebied voor, maar het meest talrijk in de maanden september – oktober, wanneer de woelmuizenaantallen op de platen hun maximum bereiken (Beemster & Vulink 2013). Lager gelegen plaatdelen (< 0 meter NAP) worden in deze periode van het jaar vaker bezocht dan in andere maanden van het jaar. De meest laaggelegen plaatdelen (< -0,50 meter NAP) worden zelfs alleen in maanden augustus – september bezocht (figuur 7.22).

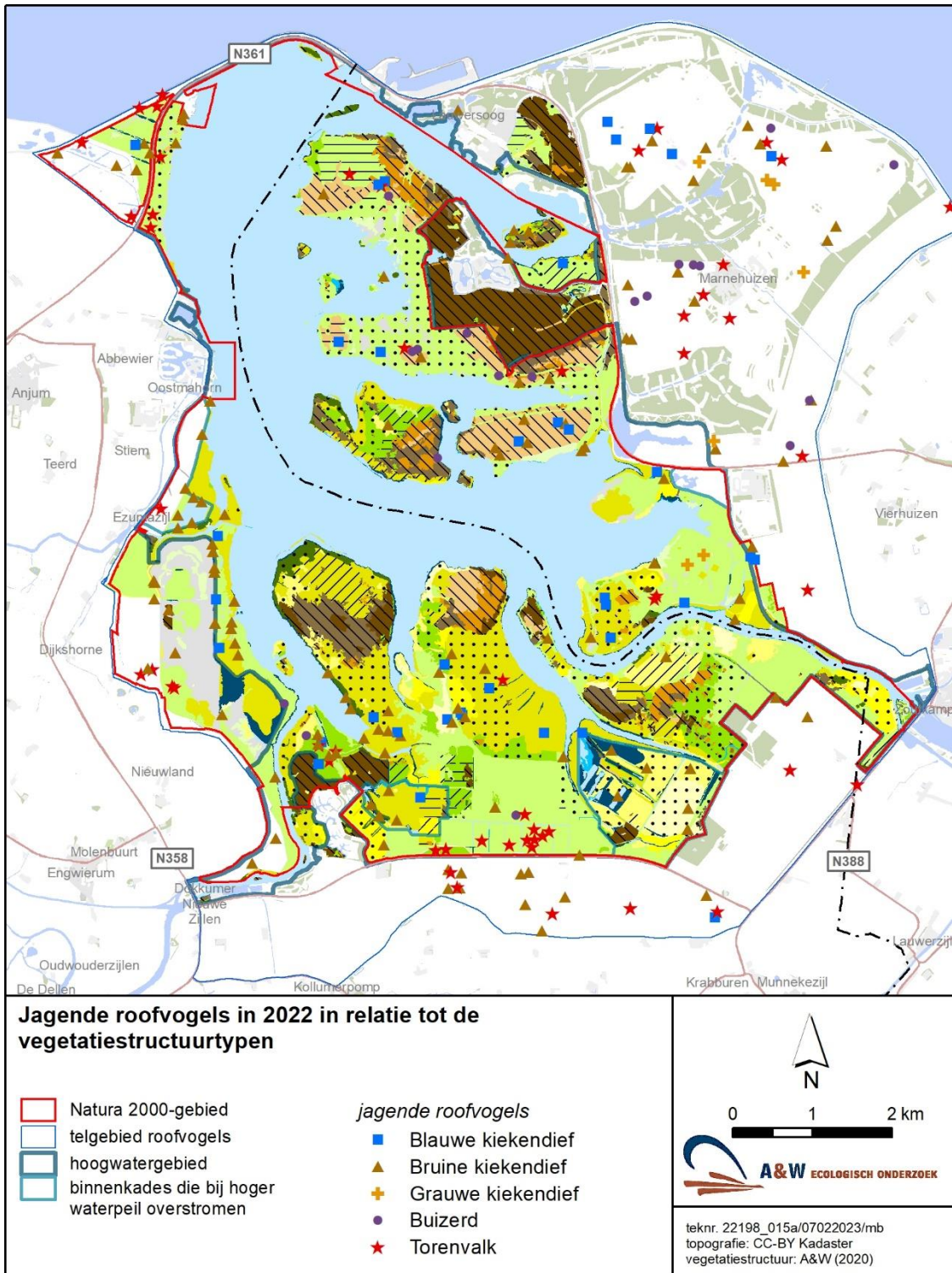


Figuur 7.21 De verdeling van foeragerende Blauwe kiekendieven (boven) en Torenvalken (onder) per maand over de maaiveld-hoogteklassen (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied in de periode januari 2015 - oktober 2022. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Rechts in de figuur is het aanbod van de hoogteklassen weergegeven. Boven de figuur staat het aantal waarnemingen van jagende vogels per maand. Het totaal aantal waargenomen jagende Blauwe kiekendieven binnen dit gebied in de genoemde periode bedraagt 123, dat van Torenvalk 146.

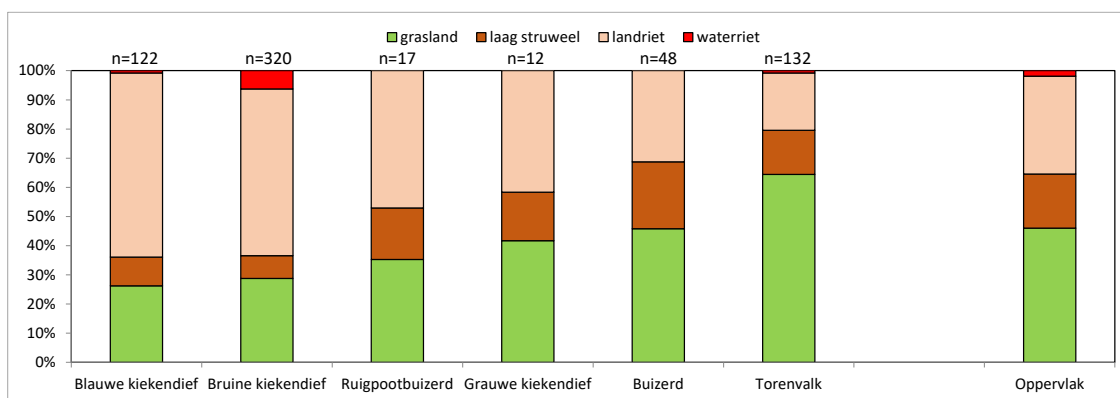
Effect van vegetatiestructuurtype

Figuur 7.22 laat zien waar muizen etende roofvogels in de periode november 2021 - oktober 2022 foeragerend zijn waargenomen in relatie tot vegetatiestructuurtype. In de periode 2015 - oktober 2022 blijken de soorten onderling te verschillen in hun voorkeur voor vegetatiestructuurtypen: Blauwe kiekendief, Bruine kiekendief en Ruigpootbuizerd jagen vooral boven (soms open) landrietvegetaties, Torenvalk en Buizerd vooral boven grasland. De Grauwe kiekendief neemt een intermediaire positie in (figuur 7.23).

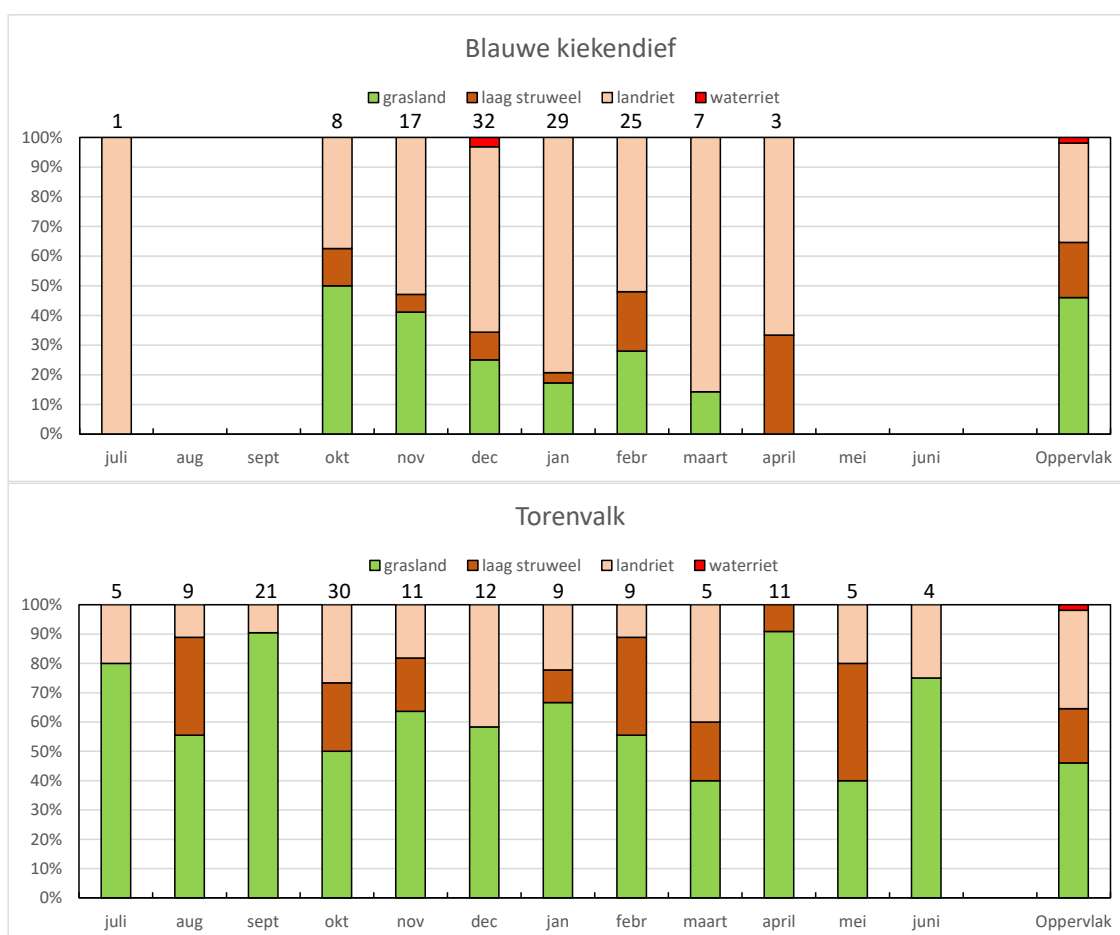
Voor Blauwe kiekendief en Torenvalk is ook de gemiddelde verdeling over de vegetatiestructuurtypen per maand berekend (figuur 7.24). Het verschil in habitatvoorkeur tussen beide soorten, de Blauwe kiekendief met een voorkeur voor landriet, de Torenvalk met een voorkeur voor grasland, blijkt in alle maanden van het jaar op te treden. De Blauwe kiekendief foerageert in de loop van de winter steeds meer in landriet en minder in grasland. Voor de Torenvalk is geen duidelijke verandering in de loop van het jaar waarneembaar (figuur 7.24).



Figuur 7.22. De verspreiding van foeragerende muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2021 - oktober 2022 in relatie tot de vegetatiestructuurtypen in 2020. De legenda van de vegetatiestructuurtypen is te vinden in figuur 5.5.



Figuur 7.23. De verdeling van foeragerende muizen etende roofvogels over de vegetatiestructuurtypen binnen het hoogwatergebied in november 2015 - oktober 2022. Verschillende vegetatiestructuurtypen zijn samengevoegd. Voor een overzicht van de onderscheiden vegetatiestructuurtypen zie figuur 5.5. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Rechts in de figuur wordt de oppervlakteverdeling van de vegetatiestructuurtypen weergegeven. Kleine oppervlaktes onbegroeid / pioniervegetatie en bos zijn niet in de figuur opgenomen. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen het hoogwatergebied in deze periode bedraagt: Blauwe kiekendief (n=122), Bruine kiekendief (n=320), Ruigpootbuizerd (n=17), Grauwe kiekendief (n=12), Buizerd (n=48) en Torenvalk (n=132). De soorten zijn gerangschikt naar hun gebruik van grasland / landriet.



Figuur 7.24. De verdeling van foeragerende Blauwe kiekendieven (boven) en Torenvalken (onder) over de vegetatiestructuurtypen per maand binnen het hoogwatergebied in de periode januari 2015 - oktober 2022. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Rechts in de figuur is het aanbod van de hoogteklassen weergegeven. Boven de figuur wordt het aantal jagende waargenomen vogels per maand weergegeven. Het totaal aantal jagende waargenomen Blauwe kiekendieven binnen het hoogwatergebied met een bekend vegetatiestructuurtype in de genoemde periode bedraagt 122, dat van Torenvalk 131.

Effect van vegetatiebeheer

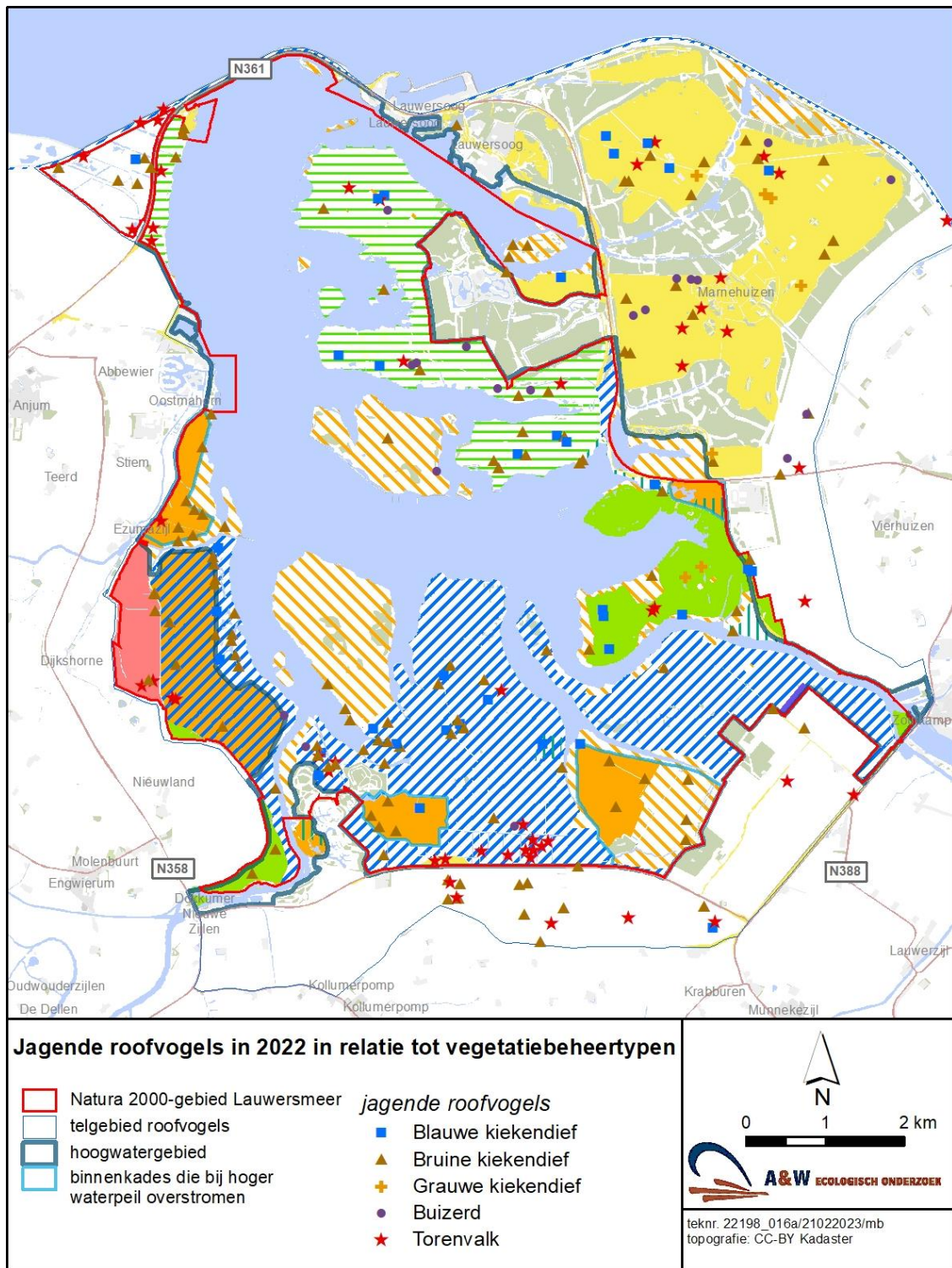
Figuur 7.25 laat zien waar muizen etende roofvogels in de periode november 2021 - oktober 2022 binnen het hoogwatergebied foeragerend zijn waargenomen in relatie tot het vegetatiebeheertype. In de periode 2015 - oktober 2022 blijken de soorten onderling te verschillen in hun voorkeur voor vegetatiebeheertype (figuur 7.26). Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Buizerd en Ruigpootbuizerd hebben een voorkeur voor extensieve beheertypen, Torenvalk en Grauwe kiekendief juist voor de intensieve beheertypen.

De Bruine kiekendief is de enige soort die meer dan op basis van het oppervlak verwacht mag worden foerageert boven het onbeheerde terreintype ("niets doen"). De soort jaagt hier vooral langs plaatranden, waarschijnlijk vooral op vogels. Blauwe kiekendief, Buizerd en Ruigpootbuizerd bejagen het onbeheerde terreintype min of meer naar verwachting, terwijl Torenvalk en Grauwe kiekendief nauwelijks in het onbeheerde vegetatiebeheertype jagen (figuur 7.26).

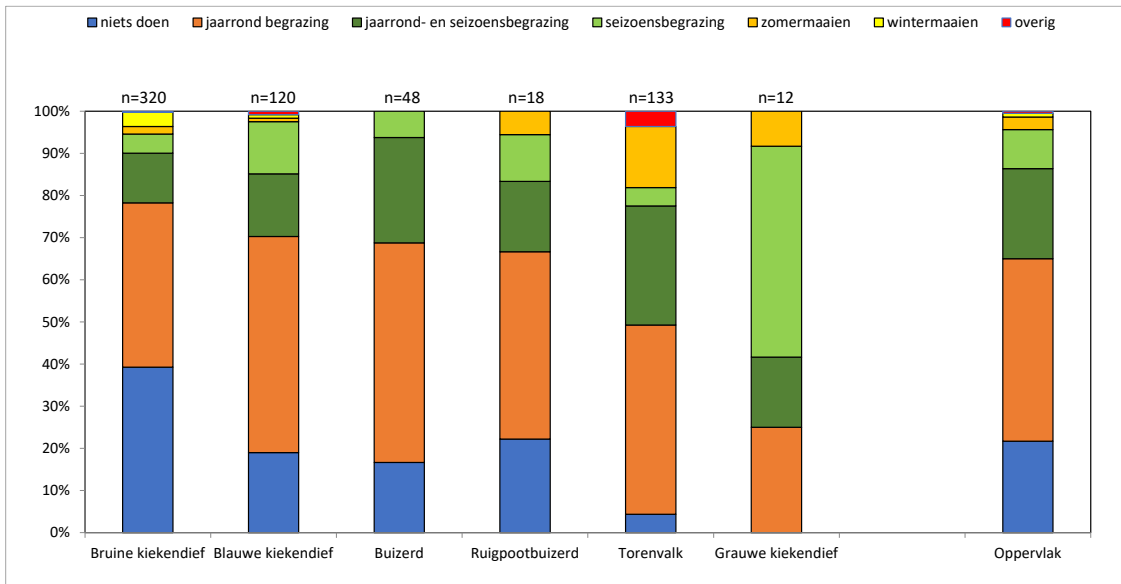
Jaarrond beweide gebieden worden meer dan verwacht gebruikt door Blauwe kiekendief en Buizerd, en minder dan verwacht door Bruine kiekendief en Grauwe kiekendief (figuur 7.26).

Seizoensbeweide gebieden (eventueel met aanvullende jaarrondbeweiding) worden door de meeste soorten min of meer naar verwachting gebruikt. De Bruine kiekendief komt hier echter minder dan verwacht voor, terwijl Torenvalk en vooral Grauwe kiekendief een voorkeur hebben voor deze gebieden (figuur 7.26).

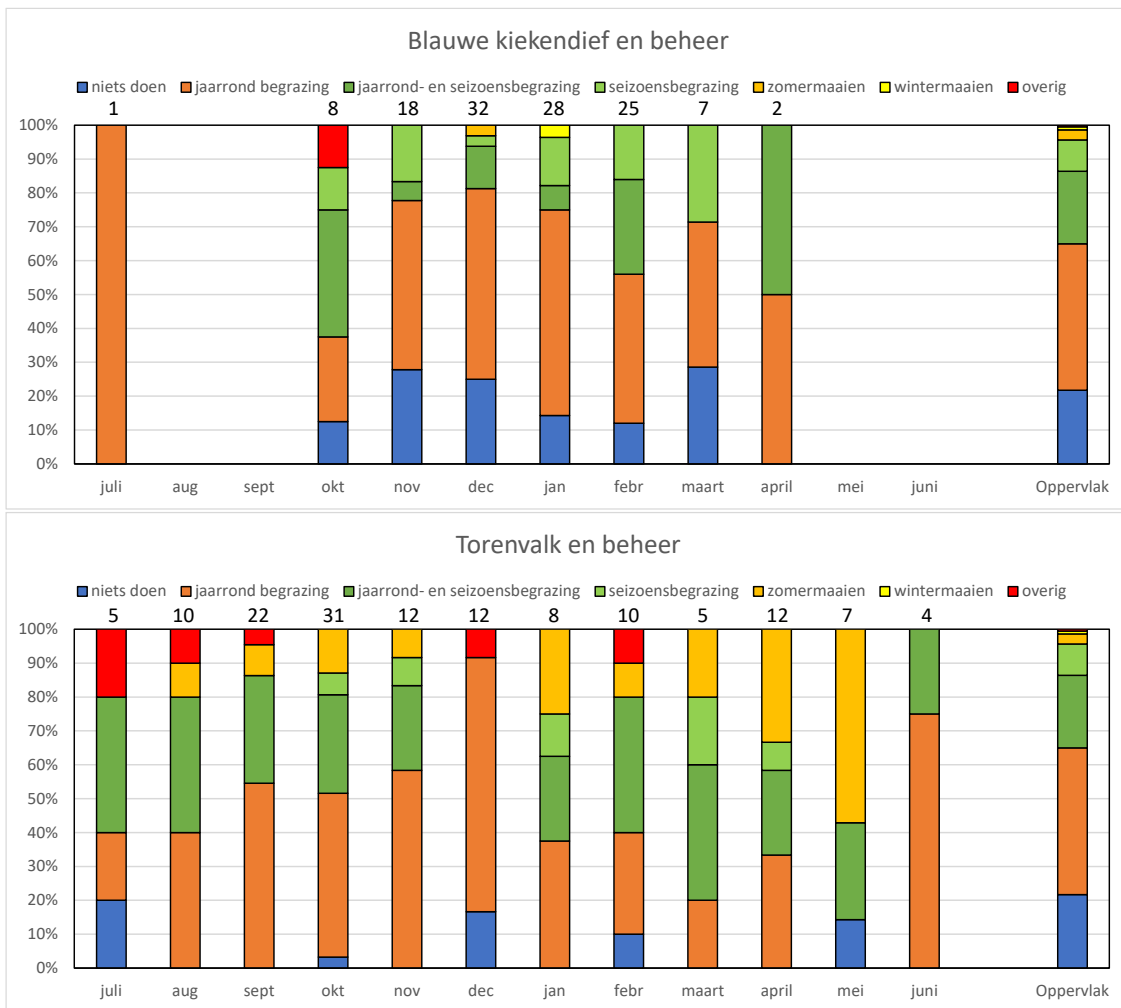
Voor Blauwe kiekendief en Torenvalk is ook de gemiddelde verdeling over de vegetatiebeheertypen per maand berekend. Blauwe kiekendieven zijn vooral aanwezig van november – februari en lijken in de loop van deze periode meer in seizoensbeweide gebieden (eventueel met aanvullende jaarrondbeweiding) te foerageren en minder in onbeweide en jaarrond beweide gebieden (figuur 7.27). Torenvlakken foerageren vooral in het najaar boven jaarrond beweide gebieden. Vanaf januari neemt het belang van jaarrond beweide gebieden sterk af en wordt meer boven seizoensbeweide gebieden gejaagd. In de voorjaarsmaanden worden gebieden met zomermaai-beheer relatief veel gebruikt. Dit zijn over het algemeen bermen langs fietspaden en wegen met een ontwateringsstelsel, waar woelmuizen de winter relatief goed overleven (figuur 7.27).



Figuur 7.25. De verspreiding van foeragerende muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2021 - oktober 2022 in relatie tot de vegetatiebeheertypen. De legenda van de vegetatiebeheertypen is te vinden in figuur 7.8.



Figuur 7.26. De verdeling van foeragerende muizen etende roofvogels in relatie tot vegetatiebeheertype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2015 - oktober 2022. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuurd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Vegetatiebeheertypen zijn globaal gerangschikt naar de intensiteit van het beheer. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in deze periode bedraagt: Bruine kiekendief (n=320), Blaauwe kiekendief (n=120), Buizerd (n=48), Ruigpootbuizerd (n=18), Torenvalk (n=133) en Grauwe kiekendief (n=12). De soorten zijn gerangschikt naar de intensiteit van het vegetatiebeheer.



Figuur 7.27. De verdeling van foeragerende Blaauwe kiekendieven (boven) en Torenvalken (onder) over de vegetatiebeheertypen per maand binnen het hoogwatergebied in de periode januari 2015 - oktober 2022. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuurd waterpeil hebben en pas bij een hoger

waterpeil overstroomd, zijn hierbij niet meegerekend. Rechts in de figuur is het aanbod van de beheerclassen weergegeven. Boven de figuur wordt het aantal jagend waargenomen vogels per maand weergegeven. Het totaal aantal jagend waargenomen Blauwe kiekendieven binnen het hoogwatergebied met een bekend vegetatiebeheertype in de genoemde periode bedraagt 121, dat van Torenvalk 138.

Figuur 7.28 geeft een globaal overzicht van de verspreiding van woelmuizen en foeragerende muizen etende roofvogels (Torenvalk, Bruine kiekendief) over zelden geïnundeerde / hogere plaatdelen en regelmatig geïnundeerde / lagere plaatdelen. Bruine kiekendieven (en ook Blauwe en Grauwe kiekendieven) en Torenvalken hebben een voorkeur voor minder vaak of zelden geïnundeerde plaatdelen, waar het aanbod van woelmuizen hoger is. Kiekendieven foerageren daar bij voorkeur boven halfopen, relatief gestructureerde rietvegetaties, waar het aanbod van woelmuizen hoger is dan in zeer open vegetaties. Door hun geringe foerageerhoogte (1-2 meter) hebben zij de gestructureerde vegetatie bovendien nodig om de woelmuizen te kunnen verrassen en dus succesvol te kunnen bejagen. Torenvalken foerageren gewoonlijk vanaf grotere hoogte (veelal 5-10 meter) en hebben dat probleem niet. Torenvalken foerageren noodgedwongen boven open vegetaties, omdat ze door hun geringe gewicht en korte poten moeite hebben om door te dringen in meer gestructureerde vegetaties.



Figuur 7.28. Vereenvoudigde weergave van de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen en muizen etende roofvogels (Torenvalk, Bruine kiekendief) op zelden geïnundeerde / hogere plaatdelen (boven) en regelmatig geïnundeerde / lagere plaatdelen (onder).

7.5. Conclusies muizen en muizen etende roofvogels

Muizenaanbod

De muizencensus in oktober 2022 leverde in totaal 275 muizenvangsten op. In vergelijking met voorgaande jaren is dit een relatief hoog aantal. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (46% van de vangsten), Dwergmuis (35%), Bosspitsmuis (12%), Veldmuis en Dwergspitsmuis (beide 3%) en Bosmuis (0,4%). Het aandeel van beide soorten woelmuizen (Veldmuis en Aardmuis) laat in de loop der jaren veel variatie zien: het aandeel Aardmuis was in 2022 op zijn hoogst en dat van Veldmuis op zijn laagst.

Muizenaanbod en inundatie in de voorgaande winter

Na acht onderzoekjaren (2015-2022) en met name na toevoeging van een oude muizenreeks op de Schildhoek (1983-2001) begint er enig zicht te komen op het effect van het maximaal bereikte waterpeil het winterhalfjaar op het aanbod van woelmuizen in oktober van het erop volgende jaar. Met de toevoeging van de muizenreeks op de Schildhoek uit 1983-2001 is het onderzoeksmateriaal aanzienlijk uitgebreid. Een lange reeks is nodig omdat woelmuizen uit zichzelf al de nijging hebben om sterk in aantal te variëren (o.a. Wymenga *et al.* 2016, 2022).

Zowel voor de periode 1983-2001 als de gecombineerde periode 1983-2001 / 2015-2022 is er voor de Schildhoek een negatief verband tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter. Bij een hoger maximum waterpeil in maanden november-maart is het woelmuizenaanbod in het volgende najaar lager. Het verband berust sterk op het ene extreem lage maximum winterpeil in de winter 1995/1996 (-0,40 meter NAP) en twee extreem hoge maximum waterpeilen in 1983/84 (+0,10 meter NAP) en 1994/1995 (+0,14 meter NAP). Voor de periode 2015-2022 is er geen duidelijk verband, mogelijk mede doordat het aantal jaren nog relatief beperkt is, en mede daardoor geen extreem lage en extreem hoge maximum waterpeilen in deze periode voorkwamen.

Normaliter wordt het maximaal vastgestelde waterpeil vastgesteld in november-februari, soms in maart en in uitzonderlijke gevallen in oktober (figuur 7.7). Een extreem hoog maximaal vastgesteld waterpeil in oktober 1998 leidde niet tot een (extreem) laag aanbod van woelmuizen in 1999. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de watertemperatuur in oktober veel hoger is dan later in de winterhalfjaar, waardoor het negatieve effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk minder groot is. In oktober is de vegetatie verder nog meer gestructureerd dan later in het winterhalfjaar, waardoor het effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk ook minder groot is.

Het type verdeling van de responsvariabele "aanbod van woelmuizen" (waarin een aantal nullen voorkomen) in een analyse met mogelijke beïnvloedende factoren (zoals het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter, datum van het maximale waterpeil in de winter, neerslagtekort in de zomer, al of niet muizenpiekjaar, gemiddelde rietstengellengte in de muizenraai) vereiste de toepassing van een geavanceerder statistisch model dan verwacht, waarvoor meer inzicht in de literatuur en/of samenwerking met een deskundige biostatisticus nodig waren. Dat was in de beschikbare tijd voor de deadline niet meer haalbaar. Ondertussen is specifieke literatuur over dit type model voor de uitvoering van deze analyse gevonden. Voorgesteld wordt om de statistische analyse in 2023 alsnog uit te voeren.

Aanwezigheid van muizen etende roofvogels en inundatie in de voorgaande winter

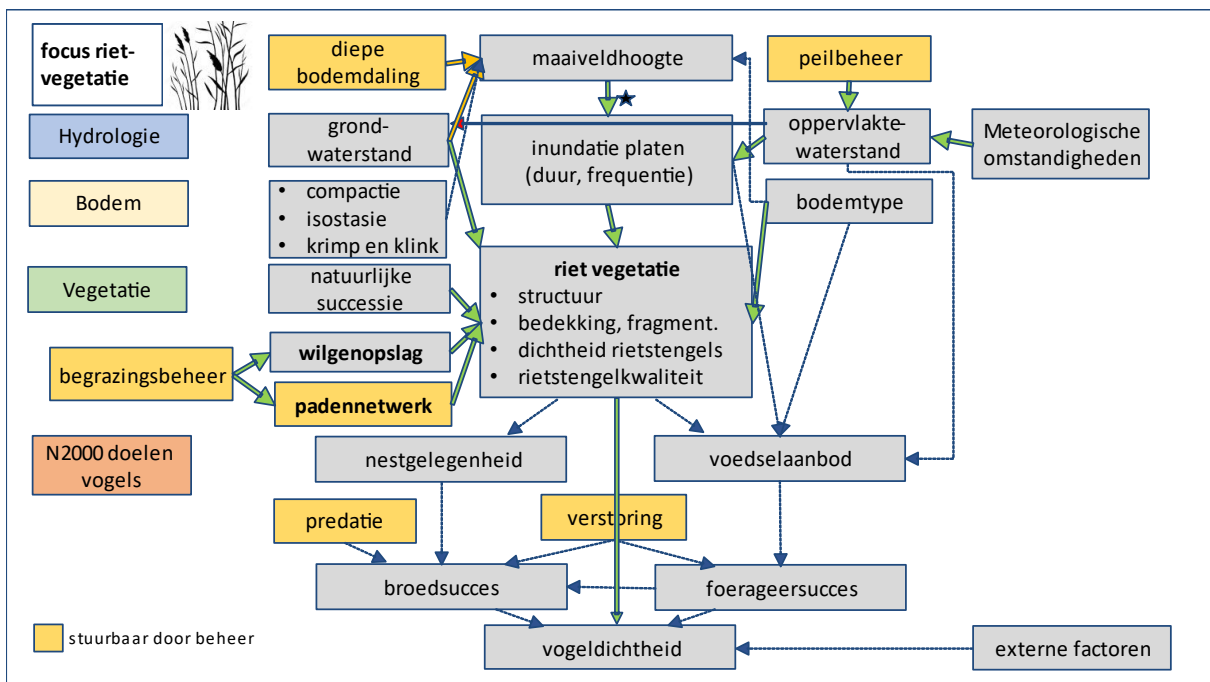
Voor de periode 2015-2022 is er geen duidelijk negatief verband tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter. Een dergelijk negatief verband voor roofvogels is daarom ook nog niet te verwachten. Belangrijk hierbij is dat in 2015-2022, mede door het beperkte aantal jaren, geen extreem lage en extreem hoge maximaal bereikte waterpeilen in een winterhalfjaar voorkwamen. Voor een juiste analyse is een langere periode van jaren noodzakelijk. Dit kan worden bereikt door de datareeks van roofvogels uit te breiden naar het verleden. In principe zijn de locaties en het gedrag van roofvogels tijdens de maandelijkse vogeltellingen bekend vanaf 1986. Uit overwegingen van tijdsbesparing zou de analyse beperkt kunnen worden tot vliegend jagende soorten. Als gevolg hiervan valt de Buizerd af, een soort die verantwoordelijk is voor bijna de helft van de waarnemingen.

8. 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 8.2) 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. In Figuur 8.1 wordt ter inleiding van de conclusies het effectketenschema nogmaals doorlopen met de focus op rietvegetaties en rietbroedvogels, het habitat en zijn bewoners dat in bijzondere mate in de focus van de jaarlijkse analyses staat.

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.



Figuur 8.1. Aangepaste schematische beschrijving van een detail van de effectketen broedvogels uitgewerkt voor rietbroedvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond.

Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond ; Oranje pijl - zwak verband aangetoond Groene pijl - sterk verband aangetoond; Zwarte ster - de relatie maaiveldhoogte - inundatie platen is een eenvoudige. Niet is vastgesteld dat een verlaging van de maaiveldhoogte door gaswinning leidt tot meer inundatie.

8.1. Conclusies - samengevat per onderdeel van de effectketen

Conclusies diepe bodemdaling en maaiveldddaling

Op het merendeel van de meetpunten is sprake van maaiveldddaling, maar op enkele wordt ook stijging van het maaiveld gemeten. De snelheid van maaiveldddaling is voor de periode 2019 t/m 2022 hoger dan voor de periode 2008 t/m 2019. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de droge jaren 2018 t/m 2020 en 2022 die hebben geleid tot krimp, met name op de kleiiger bodems. Over het algemeen is de maaiveldddaling beduidend groter dan de gemiddelde 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 sommige locaties is de maaiveldddaling veel geringer maar op de meeste juist meer dan de

gemodelleerde diepe bodemdaling. Naast klink dragen ook andere factoren bij aan de maaiveldddaling. De mate waarin diepe bodemdaling 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.

De vergelijking met het AHN4 laat zien dat bij analyses waarin bodemhoogte gebaseerd is op het AHN rekening moet worden gehouden met de overschatting van de maaiveldhoogte in het AHN, met name in vegetaties met overjarig riet.

Conclusie grondwaterregime en bodemdaling

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot hogere standen ten opzichte van maaiveld en dat dit nog versterkt zou worden door het feit dat in de zomers van 2018 t/m 2020 en 2022 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meetpunten waar het model met lineaire trend beter scoort dan het simpeler model (ZB3, SH2, ZP5) vrij ver van het centrum van de dalingschotel 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.

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 vooral op de zandige platen in het noorden. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat de zomers van 2018 t/m 2020 en van 2022 droger waren dan in het begin van de meetperiode. In de zomer van 2021 was de mate van uitzakking van het grondwater vergelijkbaar met de eerste jaren. Mogelijk is daardoor de indicatie voor verdroging vanuit de vegetatie in 2022 iets minder duidelijk dan in de jaren 2019 t/m 2021.

De hoger opgezette oppervlaktewaterstanden van het meer in jaren met droge zomers 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. Wel is er een zwak verband vastgesteld tussen diepe bodemdaling en maaiveldddaling (hoofdstuk 3). In ieder geval blijken tot nu de weersinvloeden een dusdanige rol te spelen dat het vernattende effect van maaiveldddaling 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. Een relatie met het bodemtype (resp. zand en zavel) ligt voor de hand, mogelijk via de waargenomen krimp. Maar vergelijken van de snelheid van maaiveldddaling tussen de noordelijke en de zuidelijke pq's is vrijwel onmogelijk aangezien van die laatste pas sinds 2019 de maaiveldhoogte is gemeten waardoor de ruis groot is. Bovendien verwachten we lokale verschillen in bodemsamenstelling (aandeel klei) die op de bodemkaart niet zichtbaar zijn maar wel door kunnen werken in de mate van 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. De rietgroei in 2022 was tamelijk normaal, waarschijnlijk omdat de extreme droogte in 2022 pas intrad na de groeipek van het riet (vanaf juli).

Conclusie broedvogels

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 6 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Van de overige 7 soorten liggen alleen bij Snor en Blauwborst de gemiddelde aantallen over de afgelopen vijf jaar boven de instandhoudingsdoelstelling. Wanneer we alleen kijken naar de aantallen van 2022 dan geldt dat ook voor Roerdomp en Bruine Kiekendief. De reden van de recente afname van de Blauwborst is onduidelijk.

Een eerste eenvoudige vingeroefening laat zien dat trends van algemene soorten als Rietzanger en Fitis aansluiten bij de ontwikkelingen die vegetatie-transectkarteringen laten zien. Dat kan, indien gewenst, nauwkeuriger en uitgebreider geanalyseerd worden. Daarmee is de relatie tussen vegetatieontwikkeling en broedvogeltrends met behulp van de vegetatie-transectkarteringen te leggen.

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.

Conclusies muizen

De muizencensus in oktober 2022 leverde in totaal 275 muizenvangsten op. In vergelijking met voorgaande jaren is dit een relatief hoog aantal. Het aanbod van woelmuizen was relatief gemiddeld ten opzichte van voorgaande jaren. De verhouding Veldmuis/Aardmuis verschuift steeds meer in het voordeel van de Aardmuis.

Na acht onderzoekjaren (2015-2022) en met name na toevoeging van een oude muizenreeks op de Schildhoek (1983-2001) begint er enig zicht te komen op het effect van het maximaal bereikte waterpeil het winterhalfjaar op het aanbod van woelmuizen in oktober van het erop volgende jaar.

Zowel voor de periode 1983-2001 als de gecombineerde periode 1983-2001 / 2015-2022 is er voor de Schildhoek een negatief verband tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter.

Voor alleen de periode 2015-2022 is er geen duidelijk verband, mogelijk mede doordat het aantal jaren nog relatief beperkt is, en mede daardoor geen extreem lage en extreem hoge maximum waterpeilen per winterhalfjaar in deze periode voorkwamen.

Een extreem hoog maximaal vastgesteld waterpeil in oktober 1998 leidde niet tot een (extreem) laag aanbod van woelmuizen in 1999. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de watertemperatuur in oktober veel hoger is dan later in de winterhalfjaar, waardoor het negatieve effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk minder groot is. In oktober is de vegetatie verder nog meer gestructureerd dan later in het winterhalfjaar, waardoor het effect van hoog water op woelmuizen waarschijnlijk ook minder groot is.

Conclusies muizen etende roofvogels

Voor de periode 2015-2022 is er geen duidelijk negatief verband vastgesteld tussen het aanbod van woelmuizen in oktober en het maximaal bereikte waterpeil in de maanden november-maart van de voorgaande winter. Een dergelijk negatief verband voor roofvogels is daarom ook nog niet te verwachten. Belangrijk hierbij is dat in 2015-2022, mede door het beperkte aantal jaren, geen extreem lage en extreem hoge maximaal bereikte waterpeilen in een winterhalfjaar voorkwamen. Voor een juiste analyse zijn gegevens over een langere periode van jaren.

8.2 Aanbevelingen

Aanbevelingen bodemhoogtemetingen, hydrologie en vegetatie

We stellen voor om de huidige reguliere metingen van maaiveldmetingen, hydrologische monitoring en vegetatiemonitoring bij de pq's voort te zetten.

We stellen voor om in 2023 aanvullende hoogtemetingen uit te voeren. Dit betreft:

- enkele metingen bij vaste meetlocaties (indien mogelijk uit de NAP-database), om beter inzicht te krijgen in de (relatieve) nauwkeurigheid van de GNSS maaiveldmetingen
- metingen in rietland waarbij de aandacht uitgaat naar het verschil tussen AHN en maaiveldmetingen van ongefragmenteerd rietland en van begraasd en gefragmenteerd rietland. Dit omdat muizen etende roofvogels vaak jagen in open landrietvegetaties is het

belangrijk om ook hier de werkelijke bodemhoogte te bepalen en te vergelijken met AHN. De padendichtheid in de rietvegetatie (zoals vastgesteld in onderzoek 2021) zal als basis dienen voor de mate van fragmentatie.

Een maaiveldhoogtemodel met een gerichte aanpassing op de AHN als basis gebruiken 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 maaiveldaling op deze inundatiekans (en de bijdrage van diepe bodemdaling hierin).


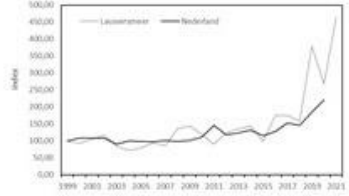

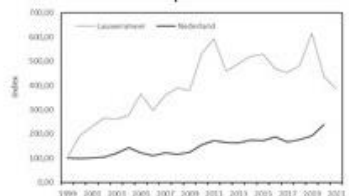
Aanbevelingen broedvogels

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2023 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn of een extrapolatie van aantallen op basis van dichtheden per vegetatiestructuur. Met de huidige berekeningen wordt er vanuit gegaan dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling wordt gehaald, maar het is onzeker of dat in werkelijkheid ook zo is.


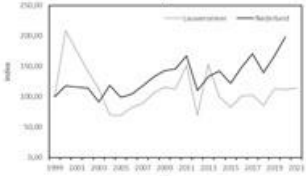

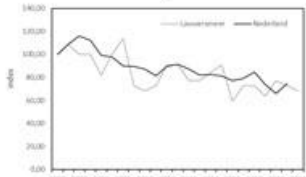

Aanbevelingen muizen en muizen etende roofvogels

Het type verdeling van de responsvariabele "aanbod van woelmuizen" (waarin een aantal nullen voorkomen) in een analyse met mogelijke beïnvloedende factoren (zoals het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter, datum van het maximale waterpeil in de winter, neerslagtekort in de zomer, al of niet muizenpiekjaar, gemiddelde rietstengellengte in de muizenraai) vereiste de toepassing van een geavanceerder statistisch model dan verwacht, waarvoor meer inzicht in de literatuur en/of samenwerking met een deskundige biostatisticus nodig waren. Dat was in de beschikbare tijd voor de deadline niet meer haalbaar. Ondertussen is specifieke literatuur over dit type model voor de uitvoering van deze analyse gevonden. Voorgesteld wordt om de statistische analyse in 2023 alsnog uit te voeren.

De huidige dataset van het aantal foeragerende roofvogels in relatie tot het maximaal bereikte waterpeil in de voorgaande winter beslaat de periode 2015-2022. Voor een juiste analyse is een langere periode van jaren noodzakelijk. Dit kan worden bereikt door de datareeks van roofvogels uit te breiden naar het verleden. In principe zijn de locaties en het gedrag van roofvogels tijdens de maandelijkse vogeltellingen bekend vanaf 1986. Uit overwegingen van tijdsbesparing zou de analyse beperkt kunnen worden tot vliegend jagende soorten. Als gevolg hiervan valt de Buizerd af, een soort die verantwoordelijk is voor bijna de helft van de waarnemingen.

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)
<p>Snor</p> 	<p>positief</p> 	<p>positief</p>	<p>soort van vochtig tot nat rietland ++ op lagere, nattere delen van platen; prefereert onbeweid rietland met geen of weinig opslag van wilgen</p>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ bij toename begrazingsdruk op beweide platen afname en terugdringing tot onbeweide platen en moerasontwikkeling ➤ profiteert van meer vernatting zolang de platen niet verdwijnen ➤ toename inundatie verhoogt in eerste instantie draagkracht gebied voor de soort 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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.
<p>Blauwborst</p> 	<p>positief</p> 	<p>positiever dan landelijk</p>	<p>broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, zoekt vooral op de bodem zijn voedsel</p>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ soort profiteert van open karakter op beweide platen (paden-netwerk), ➤ inundatie vertraagt successie en bevordert mozaïek structuur in rietvelden. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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 8.2. 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)
	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.	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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.
	negatief 	negatief; broedpopulatie onder instandhoudingsdoel	kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren; mijd daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden; foerageert later in het broedseizoen vooral op muizen; foerageert op de lagere plaatdelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag	<ul style="list-style-type: none"> ➤ komt door toenemende versnippering van rietvegetaties op bewaide platen alleen nog tot broeden op onbewaide 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 woelmuizen; dit is negatief voor de foerageerfunctie ➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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
	negatief	in winterhalfjaar meest algemene muizenetende roofvogel; winterpopulatie met grote fluctuaties	Gebruikt het gebied in de winter als slaappleats, foerageert buiten broedseizoen vooral op muizen; foerageert bij voorkeur in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag op middelhoge plaatdelen	<ul style="list-style-type: none"> ➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien ➤ toename wilgenopslag is ongunstig ➤ negatief effect van inundatie op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de foerageerfunctie 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie

Figuur 8.2. vervolg

Literatuur

- Asmuth, J.R. von, K. Maas en M. Knotters 2005. Handleiding *Menyanthes* versie 1.6. Kiwa projectnr. 305547050, KIWA water research, Nieuwegein.
- Bakker, R & P. de Hoop 2016. Vegetatie- en plantensoortenkartering Lauwersmeer 2015. A&W-rapport 2195. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bakker, R., Bijkerk, W. & Buis. R. 2015. Monitoring effecten van bodemdaling in de Lauwersmeer. Achtste voortgangsrapportage (2014). A&W-rapport 2084. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N., H.J. Drost, M.R. van Eerden 1989. Evaluatie van het beheer in het natuurgebied van het Lauwersmeer in de periode 1982-87. Flevobericht 303. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- Beemster, N. & C. Dijkstra 1991. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 1. Variaties in voedselaanbod: woelmuizen. Intern rapport 1991-21 lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- Beemster, N. 1994. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 3. Aantalsveranderingen van roofvogels en uilen in het Lauwersmeer in de periode 1969/70-1990/91. Intern Rapport 1994-2lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- Beemster, N. & S. van Rijn 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 8. Variatie in jaagsucces van op Veldmuizen jagende roofvogels. Intern Rapport 1995-14 lio. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied. Lelystad.
- Beemster, N., A.J. van Dijk, C. van Turnhout & W. Hagemeijer 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. & J. Mulder 2002. De vossenproblematiek rond het Lauwersmeer, een verkenning. A&W-rapport 332, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Beemster N. & W. Bijkerk 2006. Nulmeting Nationaal Park Lauwersmeer. A&W-rapport 747. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Beemster, N., R.M.G. van der Hut, B. Koks & C. Trierweiler. 2011. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen. Pilotonderzoek in 2010. A&W-rapport 1581. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. B. Koks, R. van der Hut & M. Postma. 2012a. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen in 2011. A&W-rapport 1701. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N., F.E. de Roder, F. Hoekema & R.M.G. van der Hut 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. & J.T. Vulink 2013. The long-term influence of grazing by livestock on common vole and raptors in man-made wetlands in the Netherlands. *Lutra* 56: 5-21.
- Beemster, N. 2016. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizen etende 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 muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2016. A&W-rapport 2288. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2018. Muizen etende roofvogels in relatie tot muizenaanbod. In: Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2018. Monitoring van effecten van bodemdaling op vegetatie, vogels en muizen in het Lauwersmeer in 2017. SOVON-rapport 2018 / 15 / A&W-rapport 2466. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Beemster, N. 2019a. Box 2: Detailanalyse van de foerageerfunctie van het gebied voor Grauwe kiekendieven. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2019. Analyse van effecten van bodemdaling op vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2018. SOVON-rapport 2019 / 24 / A&W-rapport 2552. SOVON

- Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Beemster 2019b. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2018, Bijlage 7 van SOVON-rapport 2019/24. A&W-rapport 3054. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & P. Wiersma 2020. Prooibesikbaarheid en broedveiligheid voor Grauwe kiekendief en Velduil in en rond Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 2521. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N., M. Sikkema & S. Attema 2020. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2019. A&W-rapport 3279. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & E. van der Zee 2021. H7 Muizen en muizen etende roofvogels. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, R. Buijs, P. de Boer, M. Bekkema, C. Kampichler, I. Kok, E. van de Zee & J. Stahl 2021. Analyse van de effecten van bodemdaling door gaswinning op hydrologie, 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. & R. Kleefstra 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.
- Beheereenheid Lauwersmeer, Wad & Hogeland 2021. Begrazingsbeheer in het Lauwersmeer. Staatsbosbeheer, De Rug 1/A, Lauwersoog.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2008. Monitoring effecten van bodemdaling op vegetatie in de Lauwersmeer. Eerste voortgangsrapportage (2007/2008). A&W-rapport 1123. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2013. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Verslag monitoringsperiode 2007 t/m 2012. A&W-rapport 1885. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2016. Monitoring effecten van bodemdaling op vegetatie in de Lauwersmeer. Negende voortgangsrapportage (2015). A&W-rapport 2187. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Bijlsma, R.G. 2023. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2022. De Takkeling 31 (1): 5-49.
- 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.
- Brongers, M., W. Bijkerk & N. Minnema 2023. Analyse en projectplan Gelte Herne. A&W-rapport 22-093. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Coops, H. & W. Bijkerk 2021. Evaluatie oeervegetatie 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., N. Beemster, M. Zijlstra, S. Daan & M. van Eerden 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevovericht 303, Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Dijkstra, C. & M. Zijlstra 1997. Reproduction of the Marsh harrier *Circus aeruginosus* in recent land reclamations in the Netherlands. *Ardea* 85: 37-50.
- Holtland J. & Hennekens S. 2020. Handleiding Iteratio 2, 2020. BIJ12, Utrecht.
- Hoogenboom, H. 2014. Aquatische ecologie. Functioneren en beheren van zoete en brakke aquatische ecosystemen. ISBN: 9789050114875, KNNV-uitgeverij Utrecht.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology* 68: 102-111.
- Lehsten, D., J.R. von Asmuth & M. Kleyer 2011. Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. *Wetlands* 31(3):511-520.
- Kleefstra R., de Boer P. & Kampichler C. 2016. Broedvogelmonitoring in het Lauwersmeer in 2016. Sovon-rapport 2016/44. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

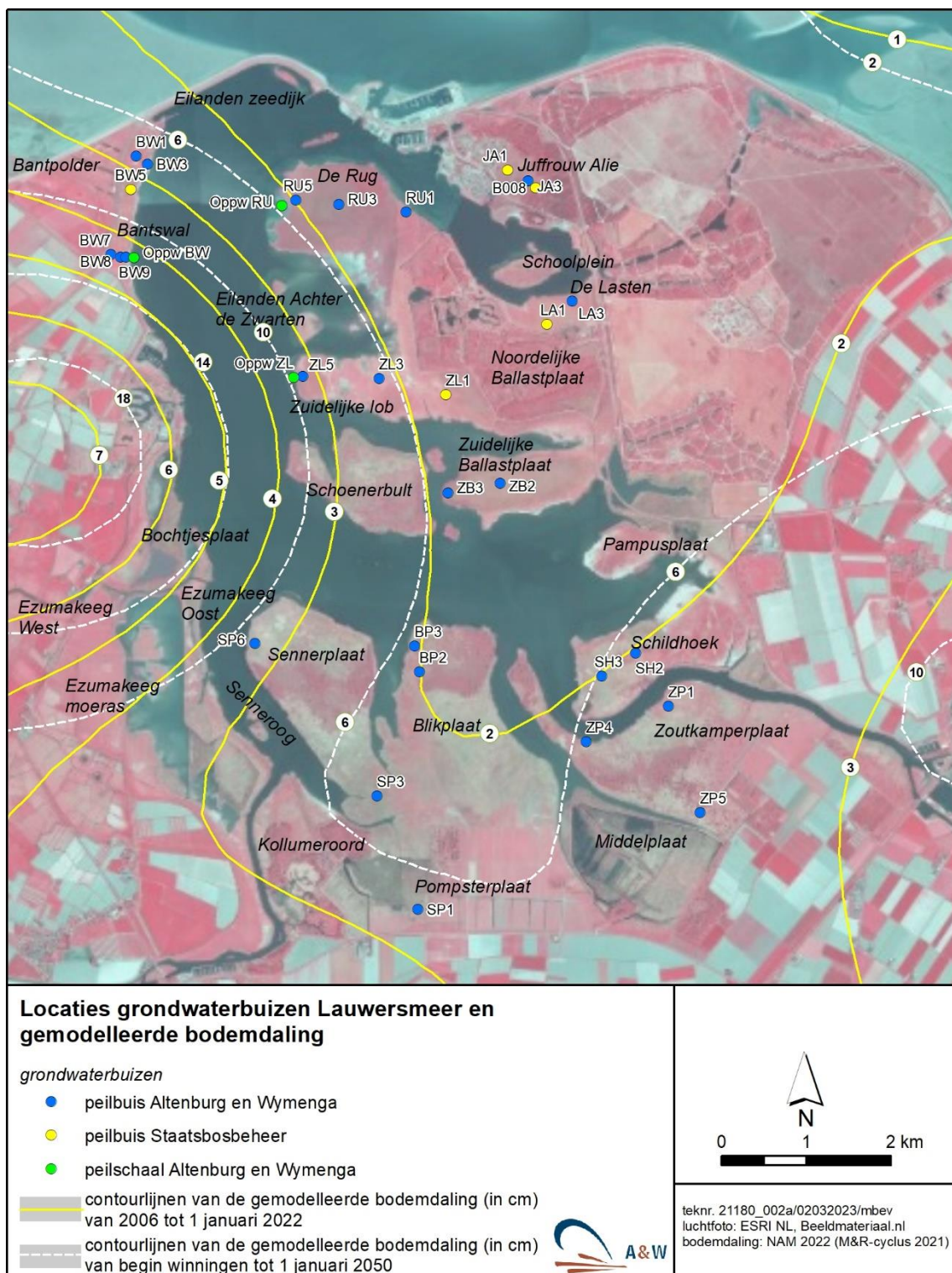
- Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2018. Monitoring van effecten van bodemdaling op vegetatie, vogels en muizen in het Lauwersmeer in 2017. SOVON-rapport 2018 / 15 / A&W-rapport 2466. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 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., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, R. Buijs, P. de Boer, M. Bekkema, C. Kampichler, I. Kok, E. van de Zee & J. Stahl 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.
- 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 en A&W-rapport 21-180. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., 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.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.
- Sovon & CBS 2005. Trends van vogels in het Nederlandse Natura2000 netwerk. Sovon-informatierapport 2005/09. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- 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.
- Veen K. van der, W. Bijkerk & M. Brongers 2005. De Vegetatie van de Lauwersmeer in 2004. A&W-rapport 572. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden
- Wijnhoven, S., G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2005. Flooding ecology of voles, mice and shrews: importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. Acta Theriologica 50 (4): 453-472.
- Wijnhoven, S., G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2006. Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals. Hydrobiologica 565: 135-152.
- Wymenga, E., J. Latour, N. Beemster, D. Bos, N. Bosma, J. Haverkamp, R. Hendriks, G.J. Roerink, G.J. Kasper, J. Roelsma, S. Scholten, P. Wiersma & E. van der Zee 2016. Terugkerende muizenplagen in Nederland. Inventarisatie, sturende factoren en beheersing. A&W-rapport 2123. Altenburg & Wymenga bv, Alterra Wageningen UR, Livestock Research Wageningen, Wetterskip Fryslân, Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief. Feanwâlden.
- Wymenga, E., N. Beemster, D. Bos, M. Bekkema, E. van der Zee 2022. Recurring outbreaks of common vole (*Microtus arvalis*) in grasslands in the low-lying parts of the Netherlands. Lutra 64 (2): 81-102.

Bijlagen

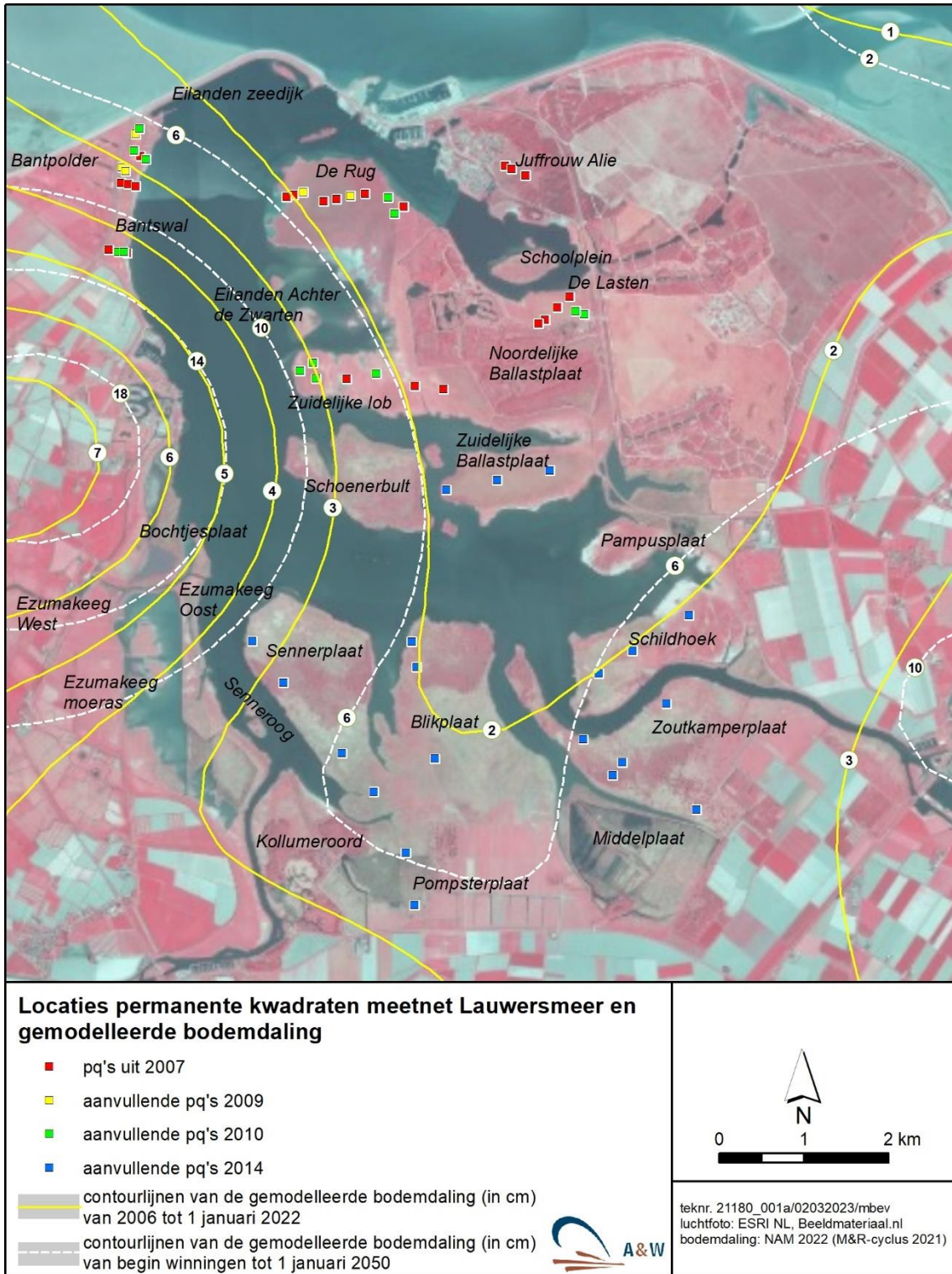
Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP)

	pqnr	2008	2012	2019	2020	2021	2022	
Bantsval	BW1N	0,35	0,34					
	BW1Z	0,30	0,31					
	BW2N	0,16	0,14	0,17	0,12	0,07	0,11	
	BW2Z	0,17	0,15	0,16	0,14	0,10	0,12	
	BW3N	-0,43	-0,44					
	BW3Z	-0,44	-0,44					
	BW4N	-0,03	-0,02	-0,05	-0,06	-0,08	-0,08	
	BW4Z	-0,04	-0,04	-0,06	-0,09	-0,11	-0,10	
	BW5N	-0,20	-0,21	-0,22	-0,22	-0,26	-0,27	
	BW5Z	-0,27	-0,28	-0,26	-0,29	-0,30	-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	0,02	
	BW11Z		0,04	0,01	0,03	0,00	-0,01	
	BW12N		0,21	0,18	0,20	0,17	0,17	
	BW12Z		0,22	0,16	0,21	0,17	0,16	
	BW13N		-0,11	-0,09	-0,10	-0,15	-0,15	
	BW13Z		-0,11	-0,11	-0,12	-0,16	-0,17	
	BW14N		-0,46	-0,42	-0,47	-0,45	-0,46	
	BW14Z		-0,43	-0,41	-0,45	-0,48	-0,48	
	BW15N		-0,08	-0,13	-0,15	-0,20	-0,19	
	BW15Z		-0,14	-0,16	-0,19	-0,23	-0,22	
	BW16N		-0,53	-0,55	-0,60	-0,64	-0,61	
	BW16Z		-0,56	-0,55	-0,60	-0,63	-0,62	
BW17N		0,39	0,34	0,37	0,37	0,34		
BW17Z		0,24	0,17	0,20	0,19	0,18		
BW18N		0,08	0,11	0,08	0,08	0,07		
BW18Z		0,11	0,13	0,10	0,10	0,09		
BW19N			1,70	1,68	1,64	1,63		
BW19Z			1,81	1,79	1,75	1,74		
BW20N			-0,42	-0,49	-0,50	-0,50		
BW20Z			-0,43	-0,49	-0,48	-0,49		
Juf. Alle	JA1O	-0,46	-0,48	-0,48	-0,44	-0,48	-0,48	
	JA1W	-0,45	-0,48	-0,46	-0,43	-0,44	-0,48	
	JA2O	-0,41	-0,44	-0,43	-0,37	-0,41	-0,42	
	JA2W	-0,42	-0,46	-0,44	-0,37	-0,44	-0,42	
	JA3N	-0,43	-0,43	-0,42	-0,42	-0,43	-0,46	
	JA3Z	-0,42	-0,43	-0,41	-0,41	-0,41	-0,43	
De Lasten	LA1O	-0,33	-0,34	-0,40	-0,34	-0,39	-0,38	
	LA1W	-0,33	-0,33	-0,40	-0,35	-0,35	-0,37	
	LA2O	-0,39	-0,39	-0,45	-0,39	-0,38	-0,43	
	LA2W	-0,38	-0,39	-0,46	-0,41	-0,38	-0,42	
	LA3O	-0,68	-0,71	-0,72	-0,66	-0,68	-0,68	
	LA3W	-0,66	-0,64	-0,70	-0,67	-0,66	-0,66	
	LA4O	-0,35	-0,36	-0,40	-0,35	-0,38	-0,40	
	LA4W	-0,35	-0,35	-0,40	-0,35	-0,39	-0,40	
	LA5O		-0,41	-0,43	-0,39	-0,41	-0,39	
	LA5W		-0,41	-0,42	-0,38	-0,42	-0,42	
	LA6O		-0,39	-0,44	-0,40	-0,42	-0,40	
	LA6W		-0,39	-0,44	-0,37	-0,43	-0,43	
	De Rug	RU1N	-0,38	-0,34	-0,38	-0,37	-0,38	-0,37
		RU1Z	-0,39	-0,37	-0,38	-0,41	-0,40	-0,45
RU2O		0,14	0,19	0,17	0,18		0,17	
RU2W		0,16	0,19	0,19	0,16		0,15	
RU3N		0,12	0,15	0,16	0,13	0,10	0,12	
RU3Z		0,12	0,16	0,16	0,13	0,12	0,12	
RU4N		0,06	0,09	0,08	0,08	0,00	0,02	
RU4Z		0,05	0,10	0,08	0,06	0,00	0,01	
RU5N		-0,26	-0,25	-0,29	-0,27	-0,29	-0,28	
RU5Z		-0,27	-0,24	-0,28	-0,27	-0,30	-0,25	
RU6N		-0,38	-0,32	-0,32	-0,34	-0,35	-0,30	
RU6Z			-0,31	-0,27	-0,27	-0,32	-0,29	
RU7N			0,22	0,20	0,17	0,18	0,22	
RU7Z			0,22	0,19	0,16	0,16	0,21	
RU8N			-0,11	-0,15	-0,14	-0,17	-0,17	
RU8Z			-0,11	-0,16	-0,14	-0,18	-0,15	
RU9O			-0,36	-0,32	-0,35	-0,38	-0,37	
RU9W			-0,35	-0,32	-0,36	-0,37	-0,39	
RU10N			-0,36	-0,40	-0,44	-0,43	-0,31	
RU10Z			-0,33	-0,38	-0,41	-0,44	-0,34	
Zuidelijke lob		ZL1N	-0,42	-0,46	-0,42	-0,46	-0,51	-0,46
		ZL1Z	-0,42	-0,47	-0,44	-0,48	-0,52	-0,49
		ZL2N	-0,72	-0,69	-0,72	-0,73	-0,75	-0,70
		ZL2Z	-0,66	-0,66	-0,65	-0,65	-0,54	-0,70
		ZL3N	-0,66	-0,70				
		ZL3Z	-0,64	-0,70				
		ZL4N	-0,76	-0,78	-0,72	-0,75	-0,75	-0,66
		ZL4Z	-0,76	-0,77	-0,69	-0,75	-0,74	-0,70
		ZL5N	-0,44	-0,45				
		ZL5Z	-0,45	-0,46				
		ZL6N		-0,72	-0,70	-0,71	-0,73	-0,71
		ZL6Z		-0,67	-0,65	-0,65	-0,68	-0,66
	ZL7N		-0,44	-0,47	-0,49	-0,56	-0,51	
	ZL7Z		-0,43	-0,43	-0,46	-0,54	-0,49	
	ZL8N		-0,44	-0,43	-0,49	-0,53	-0,47	
ZL8Z		-0,44	-0,43	-0,48	-0,51	-0,49		
ZL9N		-0,45	-0,43	-0,45	-0,53	-0,46		
ZL9Z		-0,42	-0,43	-0,44	-0,53	-0,46		
Zuid. Belast- plaat	ZB1			-0,08		-0,06	-0,10	
	ZB2			-0,17		-0,18	-0,17	
	ZB3			-0,10		-0,18	-0,12	
Schild- hoek	SH1			-0,42	-0,44	-0,48	-0,48	
	SH2			-0,12	-0,16	-0,19	-0,18	
	SH3			-0,31	-0,23	-0,33	-0,34	
Zoutkemper- plaat	ZP1			-0,49	-0,49	-0,54	-0,53	
	ZP2			-0,02	-0,04	-0,08	-0,04	
	ZP3			0,20	0,19	0,22	0,19	
	ZP4			-0,56	-0,54	-0,57	-0,61	
	ZP5			-0,04	-0,05	-0,05	-0,07	
Blik- plaat	BP1			-0,36	-0,36	-0,39	-0,45	
	BP2			-0,48	-0,50	-0,55	-0,52	
	BP3			-0,71	-0,70	-0,77	-0,74	
Semmerplaat	SP1			0,00		-0,04	-0,06	
	SP2			-0,38	-0,41	-0,43	-0,40	
	SP3			-0,76	-0,75	-0,73	-0,74	
	SP4			-0,55	-0,51	-0,53	-0,55	
	SP5			-0,15	-0,15	-0,16	-0,16	
	SP6			-0,64	-0,67	-0,65	-0,66	

Bijlage 2. Locaties grond- en oppervlaktewatermeetpunten en gemodelleerde bodemdaling



Bijlage 3. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling

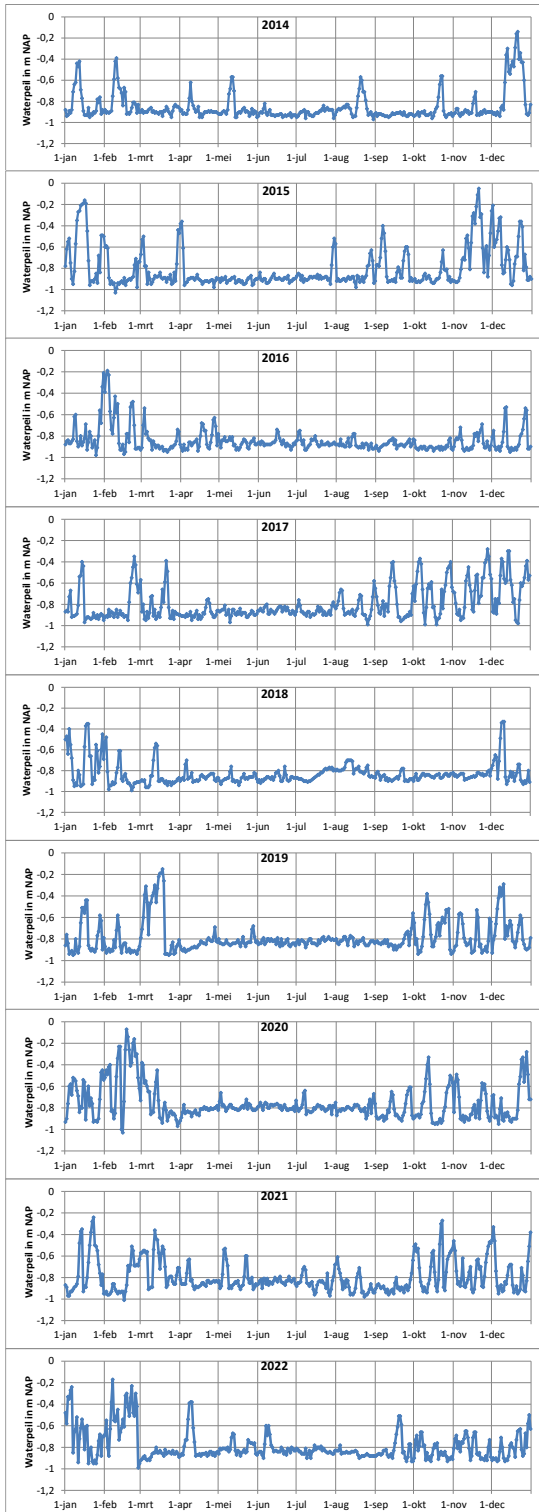


Bijlage 4 Vegetatieopnames 2020

Digitale bijlage 'Bijlage 4_Vegetatieopnamen2022.pdf'

Bijlage 5 Waterpeilverloop in de boezem van het Lauwersmeer in 2014-2022.

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

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)
24-1-2021	-0,92	-0,24
21-2-2021	-0,34	-0,17
21-3-2021	-0,86	-0,17
19-4-2021	-0,86	-0,17
23-5-2021	-0,84	-0,17
20-6-2021	-0,82	-0,17
18-7-2021	-0,80	-0,78
15-8-2021	-0,84	-0,78
12-9-2021	-0,88	-0,78
10-10-2021	-0,92	-0,51
14-11-2021	-0,92	-0,51
12-12-2021	-0,91	-0,51

Bijlage 7. Resultaten muizencensus 2021 verbeterd

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. In de rapportage over 2021 stond deze bijlage onjuist weergegeven.

Muizenraai	Individuele vangsten 2021			Individuele muizenindex 2021		
	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal
Pampusplaat 1	0	2	2	0,0	3,3	3,3
Pampusplaat 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 1	1	1	2	1,7	1,7	3,3
Schildhoek 2	10	5	15	16,7	8,3	25,0
Z. Ballastplaat 1	12	11	23	20,0	18,3	38,3
Z. Ballastplaat 2	0	3	3	0,0	5,0	5,0
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	3	3	0,0	5,0	5,0
Rug 2	0	6	6	0,0	10,0	10,0
Eindtotaal	23	33	56	3,8	5,5	9,3

Bijlage 8. Resultaten muizencensus 2022

Overzicht van het totaal aantal gevangen muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2022. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.4.

Muizenraai	Vangsten totaal 2022							totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bosspits	Waterspits	Dwergspits	Bosmuis	Dwergmuis	
Pampusplaat 1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pampusplaat 2	0	0	10	0	0	0	3	13
Schildhoek 1	2	20	1	0	1	0	9	33
Schildhoek 2	0	24	2	0	1	0	14	41
Z. Ballastplaat 1	1	21	6	0	1	0	5	34
Z. Ballastplaat 2	0	27	12	0	5	0	2	46
Zuidelijke Lob 1	3	9	2	0	0	0	1	15
Zuidelijke Lob 2	2	7	0	0	1	0	6	16
Rug 1	1	12	0	0	0	0	30	43
Rug 2	0	6	0	0	0	1	27	34
Totaal	9	126	33	0	9	1	97	275

Overzicht van het aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2022. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.4.

Muizenraai	Individuele vangsten 2022			Individuele muizenindex 2022		
	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal
Pampusplaat 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Pampusplaat 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 1	2	11	13	3,3	18,3	21,7
Schildhoek 2	0	19	19	0,0	31,7	31,7
Z. Ballastplaat 1	1	15	16	1,7	25,0	26,7
Z. Ballastplaat 2	0	14	14	0,0	23,3	23,3
Zuidelijke Lob 1	2	3	5	3,3	5,0	8,3
Zuidelijke Lob 2	2	2	4	3,3	3,3	6,7
Rug 1	1	7	8	1,7	11,7	13,3
Rug 2	0	5	5	0,0	8,3	8,3
Eindtotaal	8	76	84	1,3	12,7	14,0

Bijlage 9. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2022

Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in muizenraaien in oktober 2022.

Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	riethoogte (cm)
Pampusplaat 1	18	92	0	54
Pampusplaat 2	14	84	0	50
Schildhoek 1	43	87	12	140
Schildhoek 2	79	85	10	160
Z. Ballastplaat 1	63	78	72	64
Z. Ballastplaat 2	60	64	61	65
Zuidelijke Lob 1	41	79	44	48
Zuidelijke Lob 2	39	82	30	51
Rug 1	42	53	62	67
Rug 2	42	69	78	56



In opdracht van:



NAM

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

