



Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2024



Romke Kleefstra
Nico Beemster
Wout Bijkerk
Marijke Bekkema
Wender Bil
Peter de Boer
René Buijs
Willem van Manen
Diana Hoekstra
Rob Venderbos
Julia Stahl

Sovon-rapport 2025/39
A&W rapport 24-165



Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2024

R. Kleefstra, N. Beemster, W. Bijkerk, M. Bekkema, W. Bil, P. de Boer, R. Buijs, W. van Manen, D. Hoekstra, R. Venderbos & J. Stahl



Sovon-rapport 2025/39
A&W rapport 24-165
Dit rapport is samengesteld
in opdracht van de
Nederlandse Aardolie Maatschappij BV



Colofon

© Sovon Vogelonderzoek Nederland 2025 Altenburg & Wymenga 2025

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

Illustratie omslag: voorkant - Waterriet in de Middelploot met bos van de Zoutkamperploot op de achtergrond, 25 maart 2024, foto: Romke Kleefstra; inzet voorkant - Zingende Blauwborst, Lauwersmeer, 31 maart 2021, foto: Sjoerd Bresser; inzet achterkant: Tafeleenden in de Ezumakeeg, tegenwoordig als broedvogel een zeldzaamheid, met in 2024 slechts 2 territoria, foto: Peter de Boer

Wijze van citeren: R. Kleefstra, N. Beemster, W. Bijkerk, M. Bekkema, W. Bil, P. de Boer, R. Buijs, W. van Manen, D. Hoekstra, R. Venderbos & J. Stahl 2025. Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2024. Sovon-rapport 2025/39. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen en A&W-rapport 24-165. 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.....	2
Samenvatting.....	5
Dankwoord.....	10
1. Inleiding	11
1.1. Aanleiding	11
1.2. Doel en aanpak monitoring	11
1.3. Begrazing	12
1.4. Bodemdaling Lauwersmeergebied	14
2. Van monitoringdata tot effectketen-benadering.....	15
2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer.....	15
2.1.1. Broedvogels.....	15
2.1.2. Slaapplaatsen.....	16
2.1.3. Niet-broedvogels	17
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen.....	18
2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000 broedvogelsoorten	19
3. Maaiveldhoogte en overstromingsmodel	23
3.1 Maaiveldhoogte bij de permanente kwadraten.....	23
3.1.1. Werkwijze maaiveldveranderingen	23
3.1.2. Resultaten maaiveldveranderingen	23
3.1.3. Conclusies maaiveldveranderingen.....	26
3.2. Maaiveldhoogtebestand.....	27
3.2.1. Werkwijze correctie AHN4.....	27
3.2.2. Selectie hoogtebestand	27
3.3. Overstromingsmodel	28
3.3.1. Indicatieve waterstanden	28
3.3.2. Resultaten overstromingsmodel	30
3.4. Effecten maaiveldddaling op inundatie.....	30
3.5. Conclusies hoogtebestand en overstromingsmodel en aanbevelingen.....	33
4. Hydrologie.....	34
4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen.....	34
4.2. Resultaten hydrologie.....	35
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2024	35
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2024.....	35
4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken	38
4.2.4. Modellering van de grondwaterstanden	39

4.3. Conclusie maaiveldveranderingen en grondwaterregime en aanbevelingen	40
5. Vegetatiemonitoring.....	42
5.1. Monitoring permanente kwadraten	42
5.1.1. Werkwijze monitoring en analyse pq's.....	42
5.1.2. Resultaten vegetatieveranderingen op basis van soortgroepen	43
5.1.3. Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling.....	47
5.2. Vegetatiestructuurkartering	51
5.2.1. Werkwijze structuurkartering.....	51
5.2.2. Resultaat structuurkartering	51
5.3. Conclusie vegetatieontwikkelingen en aanbevelingen.....	53
6. Broedvogels in het monitoringjaar 2024.....	55
6.1. Methodiek Broedvogelmonitoring	55
6.2. Resultaten broedvogelmonitoring 2024	56
6.3. Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring.....	60
7. Muizen en muizen etende roofvogels in het monitoringjaar 2024.....	62
7.1. Inleiding	62
7.2. Opzet van de monitoring	64
7.2.1. Doel en hypothese	64
7.2.2. Analyse.....	65
7.3. Methode.....	65
7.3.1. Weersomstandigheden	65
7.3.2. Waterpeilverloop in de boezem.....	68
7.3.3. Muizenbemonstering.....	70
7.3.4. Tellingen van roofvogels.....	73
7.3.5. Bejaagbaarheid van muizen voor muizen etende roofvogels	74
7.4. Analyse.....	74
7.4.1. Effecten van inundatie op woelmuizen op beweidde platen in 2015-2024.....	76
7.4.2. Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels	80
7.4.3. Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels	84
7.5. Conclusies en aanbevelingen	87
7.5.1. Conclusies Effecten van inundatie op woelmuizen.....	87
7.5.2. Conclusies Effecten van inundatie op muizen etende roofvogels.....	87
7.5.3. Aanbevelingen.....	87
8. Synthese	88
8.1. Conclusies – samengevat per onderdeel van de effectketen	88
8.2. Aanbevelingen.....	90
Literatuur	94
Bijlagen	98

Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP)	98
Bijlage 2 Boxplots Verschillen veldmetingen en maaiveldhoogtebestanden.	99
Bijlage 3. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling.....	102
Bijlage 4 Locaties grondwaterbuizen en gemodelleerde bodemdaling.....	103
Bijlage 5 Gemodelleerde waterdiepte bij verschillende waterstanden.....	104
Bijlage 6 Kaartbeelden van gemodelleerde inundatieverschillen	109
Bijlage 7 Vegetatieopnames 2024.....	114
Bijlage 8. Waterpeilen Lauwersmeer op de teldagen voor roofvogels	115
Bijlage 9. Resultaten muizencensus 2024	116
Bijlage 10. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2024	117



Het voorjaar van 2024 kenmerkte zich als nat. Dat leidde tot plassen op de lage delen van platen als de Zuidelijke Ballastplaat tot diep in het voorjaar (foto, 18 juni 2024). Normaliter staan dit soort plassen alleen op platen aan het begin van het voorjaar. Op de “eilandjes” tussen de platen nestelen o.a. Kieviten. Foto: Romke Kleefstra.

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 2024 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 specifieke vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie onder 2.3 Soortselectie) wordt in een eerste stap de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort. Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied ontbreken, dienen veranderingen in vegetatie en hydrologie als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Een uitzondering hierop vormt de effectketen voor roofvogels waar de beschikbaarheid van muizen in relatie met vegetatie en abiotiek wél bekend is.

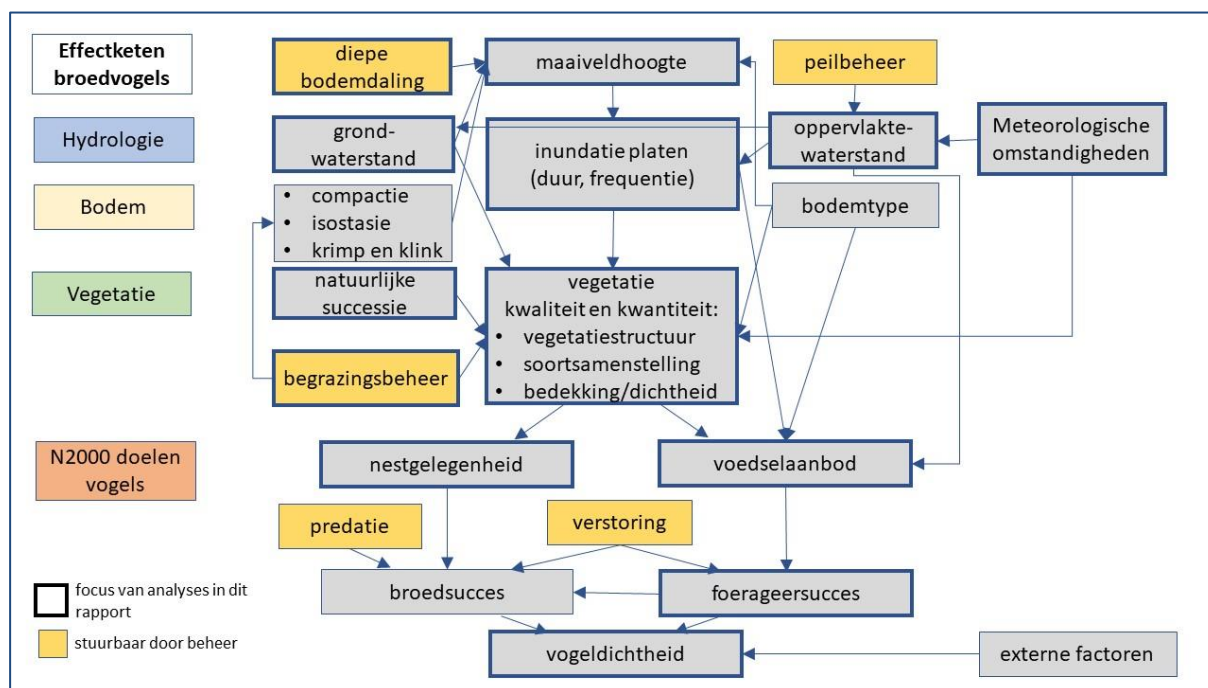
Vegetatieveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie, maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen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

Focus in het monitoringjaar 2024

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van maaiveldhoogte, hydrologie, vegetatie met daarin in 2024 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten, de vegetatiestructuurkartering, ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten en de muizenstand in relatie tot muizenetende roofvogels. In de rapportage over het monitoringjaar 2024 wordt de nadruk gelegd op:

- maaiveldhoogtemetingen in relatie tot diepe bodemdaling en ontwikkeling van een overstromingsmodel (hoofdstuk 3),
- metingen van de hydrologie en modellering van grondwaterstanden in relatie tot maaiveldveranderingen (hoofdstuk 4),
- veranderingen in vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur en de relatie tussen deze veranderingen met enerzijds veranderingen in hydrologische omstandigheden en anderzijds het gevoerde vegetatiebeheer (hoofdstuk 5),
- trends in de ontwikkeling van broedvogels waarvan een effect van maaiveldddaling (als gevolg van diepe bodemdaling) niet op voorhand valt uit te sluiten (hoofdstuk 6),
- effecten van inundatie op het voedselaanbod (muizen) voor foeragerende roofvogels (hoofdstuk 7).

De analyses volgen de redentielijn 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. Deze effectketenbenadering is schematisch weergegeven in schema 1.



Schema 1. Beschrijving van de effectketen van bodemdaling door gaswinning op de Natura2000 doelen voor broedvogels. De richting van de pijl geeft de richting van het effect aan. In het schema is met dikke omlijning tevens ook de focus van de analyses over monitoringjaar 2024 aangegeven.

Resultaten en conclusies gebaseerd op de metingen en analyses uit monitoringjaar 2024

Maaiveldveranderingen

Bij een ruime meerderheid van de permanente kwadranten is sprake van daling van het maaiveld. Daarentegen is bij bijna een derde van de locaties echter sprake van een stijging van het maaiveld. Van een strikt lineaire trend is veelal geen sprake. In de jaren na droge zomers laten de metingen een daling van het maaiveld zien terwijl deze vanaf 2022 (minder droge zomers) stabiliseert of zelfs stijgt. Een correlatie tussen maaiveldverandering en diepe bodemdaling is aanwezig maar niet sterk. Een nadere, niet-lineaire, statistische analyse waarin de effectieve neerslag van het voorgaande jaar ook wordt meegenomen zou een betere verklaring van de variatie in maaiveldverandering kunnen geven. Wel is de gemiddelde diepe bodemdaling op de meetpunten (-1,3 mm/jr) vergelijkbaar met de gemiddelde maaiveldverandering (-1,1 mm/jr). Op de locaties met een grote mate van diepe bodemdaling is ook sprake van sterkere daling van het maaiveld.

Maaiveldhoogtecorrecties en Overstromingsmodel

Het standaard AHN4 hoogtebestand geeft te hoge maaiveldhoogtes. Dat doet zich vooral voor in het rietland, waarin kennelijk onvoldoende is - of kan worden - gecorrigeerd voor de opgaande vegetatie. Hiervoor is een extra correctie gedaan door uit te gaan van de minimale maaiveldhoogte binnen een blok van rastercellen van het AHN4 0,5*0,5 m DTM. Een blok van 5 bij 5 cellen (2,5 bij 2,5 m) lijkt hiervoor geschikt.

Het zo aangepaste hoogtemodel is input geweest voor een overstromingsmodel. Op basis van de kans dat een bepaalde waterstand wordt overschreden zijn voor die waterstanden overstromingskaarten gemaakt. Ook zijn overstromingskaarten opgesteld voor een situatie zonder de bodemdaling die na 2006 plaats heeft gehad en voor de verwachte situatie in 2050. Hierbij is de aanname gedaan dat diepe bodemdaling gelijk gesteld kan worden aan maaiveldddaling. Gemiddeld genomen voor alle meetpunten liggen beiden in dezelfde ordegrrootte. Voor een specifieke locatie gaat deze aanname niet op, dan zijn ondiepe processen als klink en zwel, vertrapping, stapeling strooisel en organische stof waarschijnlijk bepalender voor de maaiveldverandering.

Desondanks geven de overstromingskaarten inzicht in waar overstroming optreedt bij de verschillende waterstanden in het Lauwersmeer. En ook in welke delen hierbij extra worden geïnundeerd door maaiveldddaling.

De extra inundatie door maaiveldddaling is afhankelijk van de waterstand in het Lauwersmeer. Bij vaak voorkomende waterstanden is deze beperkt tot smalle randen langs de platen. Neemt de waterstand toe, dan wordt het effect groter en ontstaan geïsoleerde eilanden. Door maaiveldddaling ontstaan

dergelijke eilanden iets eerder, maar als de waterstand verder stijgt is de maaiveldddaling niet meer relevant. Ook zonder maaiveldddaling zouden dan de eilanden zijn ontstaan.

Bij extremere waterstanden, bijvoorbeeld wintermaxima die slechts in minder dan 10% van de jaren optreden, is het additionele effect van maaiveldddaling weer gering.

Maaiveldveranderingen en grondwaterregime

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 drie 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 en 2023 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meeste meetpunten waar het model met lineaire trend gering 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

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. Wel is er met de data van 2024 erbij minder vaak een indicatie voor verdroging vastgesteld dan in de afgelopen jaren, wat een gevolg lijkt van een ander weerpatroon in voorjaar en zomer. Ook de verhoging van het meerpeil in de laatste zomers zou daarbij een rol kunnen spelen, maar uit de hydrologische analyse (hoofdstuk 4) blijkt het meerpeil statistisch nauwelijks van invloed te zijn geweest op de grondwaterstanden. Een effect van diepe bodemdaling via maaiveldddaling en vervolgens vernatting op de vegetatie is niet vastgesteld.

Broedvogelmonitoring

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer kwamen er in 2024 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Voor Porseleinhoen, Noordse Stern, Velduil en Paapje is dat al meerdere jaren zo. Bontbekplevierer waren in voorgaande jaren wel aanwezig met gemiddeld twee territoria in de periode 2020-24. Opvallend is dat Grauwe Kiekendief en Kemphaan na jaren van afwezigheid weer in het gebied tot broeden kwamen. Daarnaast geldt voor Roerdomp en Bruine Kiekendief dat met de vastgestelde gebiedstotalen het instandhoudingsdoel wordt gehaald, iets wat jarenlang niet het geval was. Voor Rietzanger, Snor en Blauwborst voldoen de gebiedstotalen al langer aan de instandhoudingsdoelen, maar voor Kluut is dat niet het geval.

Effecten van inundatie op woelmuizen

Voor de zuidelijke platen (grazig met rietopslag) wordt voor de periode 2015-2024 een significant negatief effect van het maximum waterpeil t.o.v. maaiveld in de winter op het aantal individuele vangsten van zowel Veldmuis als Aardmuis in de herfst erna vastgesteld. Voor de noordelijke met Kruipwilg begroeide platen is dat niet het geval. Het verschil in resultaat tussen de noordelijke en zuidelijke platen komt overeen met de verwachting dat woelmuizen in een kruipwilgbegroeiing een inundatie beter overleven dan in een grazig / rietvegetatie.

Deze resultaten bevestigen het patroon dat naar voren kwam uit de eerdere modelselectie-analyse voor gegevens uit de periode 1983-2001. Hierbij werd eveneens vastgesteld dat er een negatief verband was tussen het maximum waterpeil (t.o.v. maaiveld) in de winter op het aantal individuele vangsten van Veldmuis in de herfst erna.

Effecten van inundatie op muizen etende roofvogels

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) erna is onderzocht voor soorten die in het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk). In de periode 2011-2024 is dat onderzocht voor foeragerende vogels, in de periode 1981-2024 voor alle vogels.

Voor de periode 2011-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna. De interactie tussen waterpeil en soort was ook significant, hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, tussen de soorten verschilt. Torenvalk en Grauwe kiekendief,

soorten die relatief afhankelijk zijn van woelmuizen, lijken meer effect van inundatie te ondervinden dan Bruine kiekendief.

Ook voor de periode 1981-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna. In dit geval was de interactie tussen waterpeil en soort niet significant, hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, niet verschilt tussen de soorten.

Aanbevelingen op basis van metingen en analyses voor het monitoringjaar 2024

Aanbevelingen maaiveldhoogte en overstroming

Voorgesteld wordt om de bodemhoogtemetingen bij de pq's voort te zetten. Dit omdat de locaties van de hoekpunten al ingemeten worden voor het terugvinden van deze locaties. Dat houdt in dat de metingen alternerend worden uitgevoerd: het ene jaar een helft van de locaties, het andere jaar de andere helft. Net als bij het opnemen van de pq's. Additionele hoogtebodemmetingen zijn niet meer nuttig. Qua analyse wordt specifiek gefocussed op de maaiveldddaling en de daarmee gepaard gaande overstromingsrisico op de hogere en door riet gedomineerde plaatdelen in het zuiden. Dus eigenlijk een ruimtelijke selectie van de huidige analyse en dat koppelen aan de bevindingen die zijn vastgesteld voor de relatie tussen inundatiehoogte in de winter en muizenvangsten.

Aanbevelingen grond- en oppervlaktewater

De hydrologische modellering in Menyanthes onderzoekt of er, gecorrigeerd voor neerslag en verdamping, een relatie is tussen grondwaterregime en maaiveldddaling en waterstanden in het meer. Dit is één van de belangrijkste stappen om het effect van maaiveldddaling, deels als gevolg van diepe bodemdaling, te analyseren. We stellen dan ook voor om hier mee door te gaan. Wel zijn er daarbij enkele aandachtspunten:

- Voor in ieder geval 4 grondwaterbuizen zijn automatische divers aan vervanging toe en ook een deel van de anderen lopen tegen hun eind. Doorgaan betekent in ieder geval ook het vervangen van de vier divers en twee op reserve houden.
- Modellering met Menyanthes wordt lastiger want het programma wordt niet meer ondersteund. Dus zoeken naar alternatieven, bijvoorbeeld via tijdreeksanalyses in R.
- Er zijn nu 3 eigen oppervlaktewatermeetpunten. In de praktijk gebruiken we vaak de standen gemeten bij Lauwersoog (van Waterschap) vanwege de langere tijdreeks. We stellen voor om daarom 2 oppervlaktewater meetpunten te laten vervallen.

Aanbevelingen vegetatiemonitoring

Permanente kwadraten

Ondanks dat er van jaar tot jaar verschuivingen optreden in indicatiewaarde zijn dit doorgaans kleine veranderingen t.o.v. de gehele meetreeks tot dan toe voor die locatie. Voorgesteld wordt om de monitoring van de pq's voort te zetten maar de frequentie te verlagen: niet elk pq elk jaar opnemen, maar elk jaar een helft van de pq's. Een exacte verdeling wordt hiervoor nog gemaakt, maar om praktische redenen ligt het voor de hand te kiezen om dit op deelgebiedsniveau onder te verdelen.

Vegetatiestructuur

Een vegetatiestructuurkartering op basis van 2D orthofoto's is vrij moeizaam. De beste benadering zo zijn om dit op basis van stereoscopische foto's genomen in gunstig seizoen te doen. Maar dat is prijzig omdat hiervoor specifiek gevlogen moet worden. Een andere optie is om te bezien in hoeverre het AI programma Carto (ontwikkeld door Spheer) hier een eenvoudiger en goedkopere mogelijkheid toe biedt. Een validatie van de resultaten door Carto zou daarom plaats moeten vinden. Deels gebeurt dit al door de Provincie. Daar kan bij aangesloten worden. Doordat die data dan jaarlijks beschikbaar komt, kan een relatie gelegd worden tussen broedhabitat en vogelaantallen.

Aanbevelingen broedvogels

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2025 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Ook voor de jaren erna zou continuering van de lopende monitoring goed zijn om trends van broedvogels vast te leggen. 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. 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

Voor het hoogwatergebied in het Lauwersmeer is een significant negatief effect vastgesteld van het maximale waterpeil in de winter op zowel het aantal individuele vangsten van woelmuizen in de herfst erna (op de zuidelijke platen, niet op de noordelijke platen) als het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer erna (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Torenvalk). Woelmuizen en foeragerende muizen etende roofvogels ondervinden dus nadeel van (grootschalige) inundaties. Dit impliceert dat maaiveldddaling als gevolg van gaswinning mogelijk een negatief effect heeft op de aanwezigheid van woelmuizen en foeragerende, muizen etende roofvogels, indien deze maaiveldddaling leidt tot een verhoogde kans op inundatie van delen van het gebied.

Met de gegevens die in de afgelopen tien jaar zijn verzameld, en met behulp van het recent ontwikkelde maaiveldhoogte- en inundatiemodel, is het mogelijk een inschatting te maken van het effect van maaiveldddaling door gaswinning op het voorkomen van woelmuizen en muizen etende roofvogels.

Speciale aandacht zal hierbij uit moeten gaan naar de gevolgen voor de kwaliteit van het leefgebied van muizen etende roofvogels die zich kwalificeren voor het Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Velduil). Omdat het effect van maximum waterpeil op woelmuizen niet is vastgesteld voor de noordelijke (meer zandige) platen met een kruiwilgbegroeiing op de hogere delen, zal deze vervolganalyse zich richten op de delen van het Lauwersmeer die overeenkomen met de zuidelijke (meer lutumrijke) platen met een grazige/ rietbegroeiing. Op deze platen is in de periode 2011-2024 ook het merendeel van de foeragerende muizen etende roofvogels vastgesteld-waarschijnlijk mede omdat woelmuizen onder de dichte kruipwilgbegroeiing op de noordelijke platen lastig vangbaar is- waarmee dit ook het meest relevante foerageerhabitat voor deze soorten betreft.



Een veldje echte koekoeksbloem en moerasrolklaver op De Lasten. Foto: Wout Bijkerk



Op de Zoutkamperplaat zijn langs de Zoutkamperril sinds 2018 nieuwe exclosures gemaakt om ontwikkeling van rietrijke overs te stimuleren. Op de foto's is de ontwikkeling daarvan te zien. Op de foto boven het verschil tussen de nieuwe exclosure (lijks op de foto) en het begraasde terrein (rechts) op 29 april 2021. Op de foto beneden dezelfde situatie op ongeveer dezelfde plek, maar dan op 21 maart 2024. Foto's: 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, Dirk Dijkshoorn en Willem van der Wagen. Voor de watervogeltellingen gaat maandelijks een groep vrijwilligers het veld in om de aantallen watervogels te verzamelen. De vrijwillige vogeltellers bij de maandelijkse telling in 2024 waren Klaas van der Bij, Els van de Boomgaard, Marinus Brijker, Jörgen de Bruin, Eddie Douma, Hiltje Kamminga, Jaap Kloosterhuis, Henny Langenberg, Hielke Merkus, Saskia van Nijen, Jan Hendrik Ramaker, Virry Schaafsma, Jan Schipperijn, Klaas Strikwerda, Meile Tamminga, Joost Tinbergen, Fokke Veenstra, Renée ter Veer, Dick van der Velde, Jan de Vries, Bernard Wiltens, Wim Woudman en Piet Zuidhof. Allen bedankt! Inge Kok, Japke van Assen, Gerwin Veldman, Isabelle Bijl, Fay Snijders, Susanne Westerhof en Pieter van der Veen 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.

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 (2005) en Kleefstra et al. (2023).

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

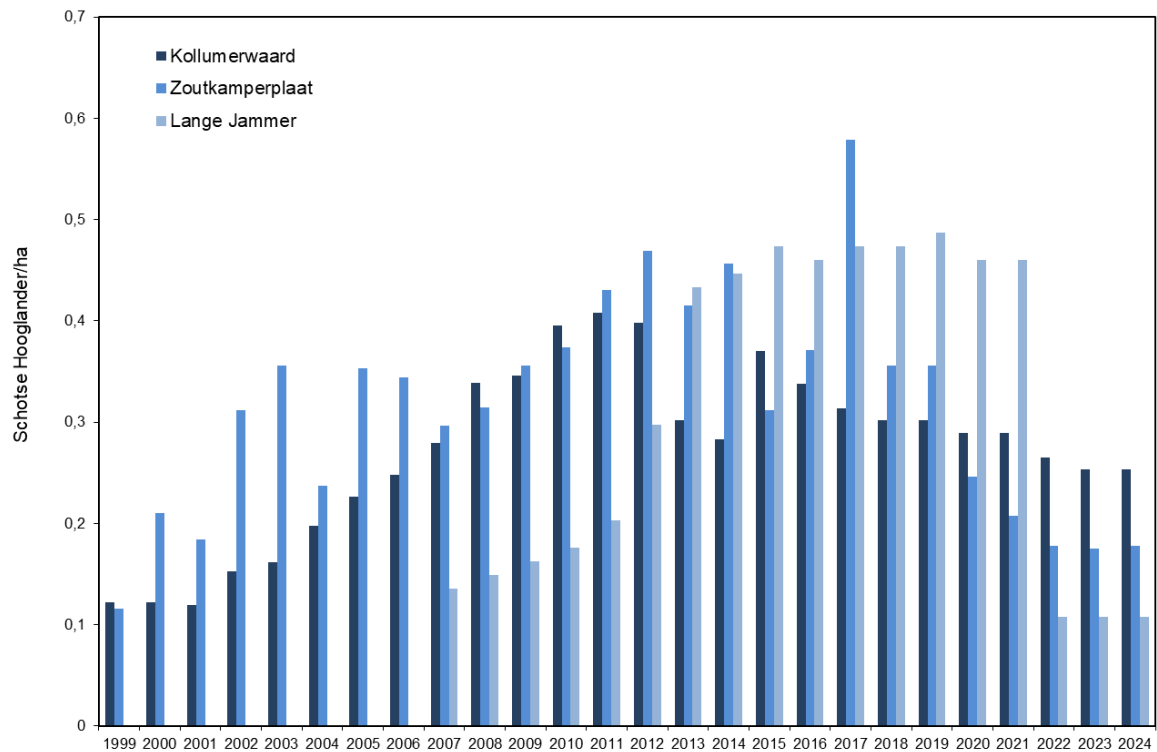
In de zomer van 1989 startte jaarrondbegrazing met 25 Schotse Hooglanders en 25 Konikpaarden op de Zoutkamperplaat (van Deursen *et al.* 1993). Sindsdien is de begrazing uitgebreid en dat heeft effect op de vegetatie, de aantallen broedvogels en de samenstelling van de broedvogelbevolking. Door de inzet 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.

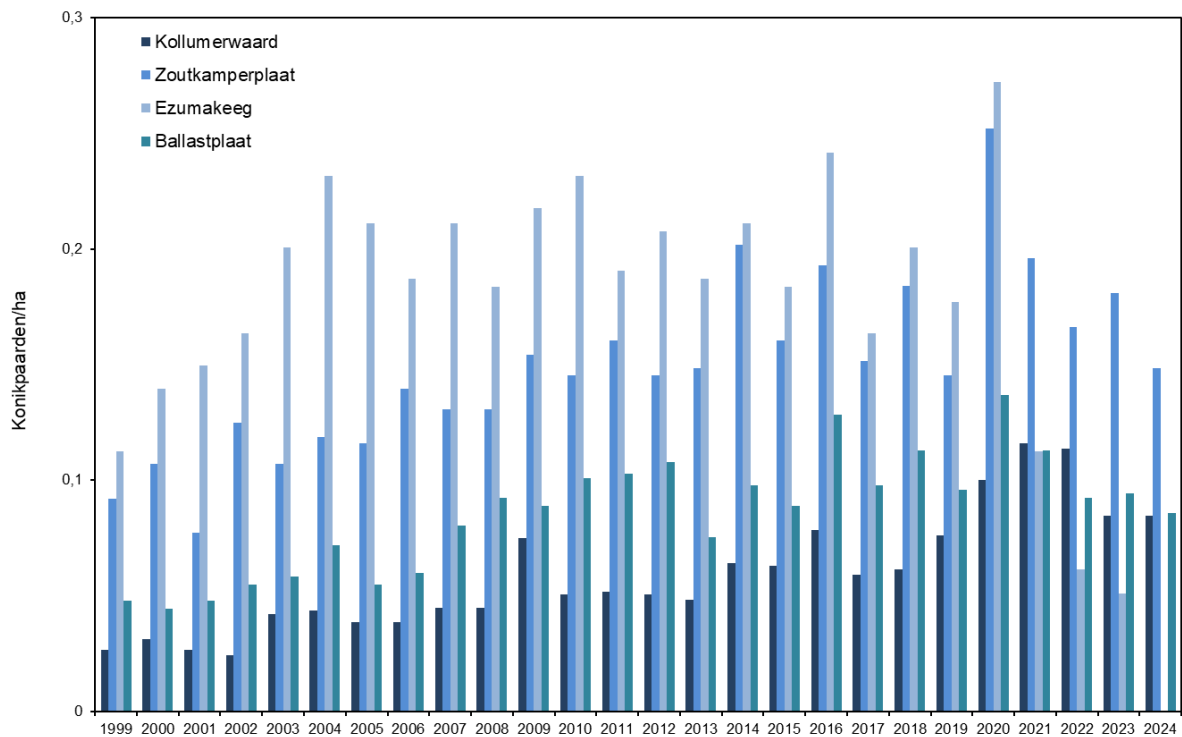
De veebezetting in 2024 wordt weergegeven in tabel 1.1. Periodieke begrazing met boerenvee (paarden, pony's en koeien van particulieren) is ieder jaar vrijwel hetzelfde. Alleen het aantal paarden lag in 2024 iets hoger (10 meer dan in 2023). De inzet van grote grazers van Staatsbosbeheer wisselt van jaar op jaar (figuren 1.1 en 1.2). Ten opzichte van 2023 bleef het aantal Schotse Hooglanders nagenoeg gelijk. Het aantal Konikpaarden nam met 41 stuks af, wat vooral te maken heeft met kleinere aantallen op de Zoutkamperplaat en het niet meer inscharen in de Ezumakeeg. De aantallen Schotse Hooglanders liepen met name in 2022 in bijna alle begrazingseenheden terug, maar bleven sindsdien vrijwel gelijk. De aantallen Konikpaarden lopen sinds 2020 terug, waarbij de afname in de Ezumakeeg de grootste duit in de zak doet. 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 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 2024. 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	0	0	0
Bandsterwal**	0	0	0	30
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	210	70	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	8	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	14	0	0	0
Zomerhuisplaat*	15	0	0	0
Zoutkamperplaat	60	50	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.	0	50	220	0
totaal	307	170	280	90



Figuur 1.1. Aantalsverloop van Schotse Hooglanders in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2024.



Figuur 1.2. Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2024.

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

Op de platen en lobben van het Lauwersmeergebied treedt geen sedimentatie op die het effect van bodemdaling 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 (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.

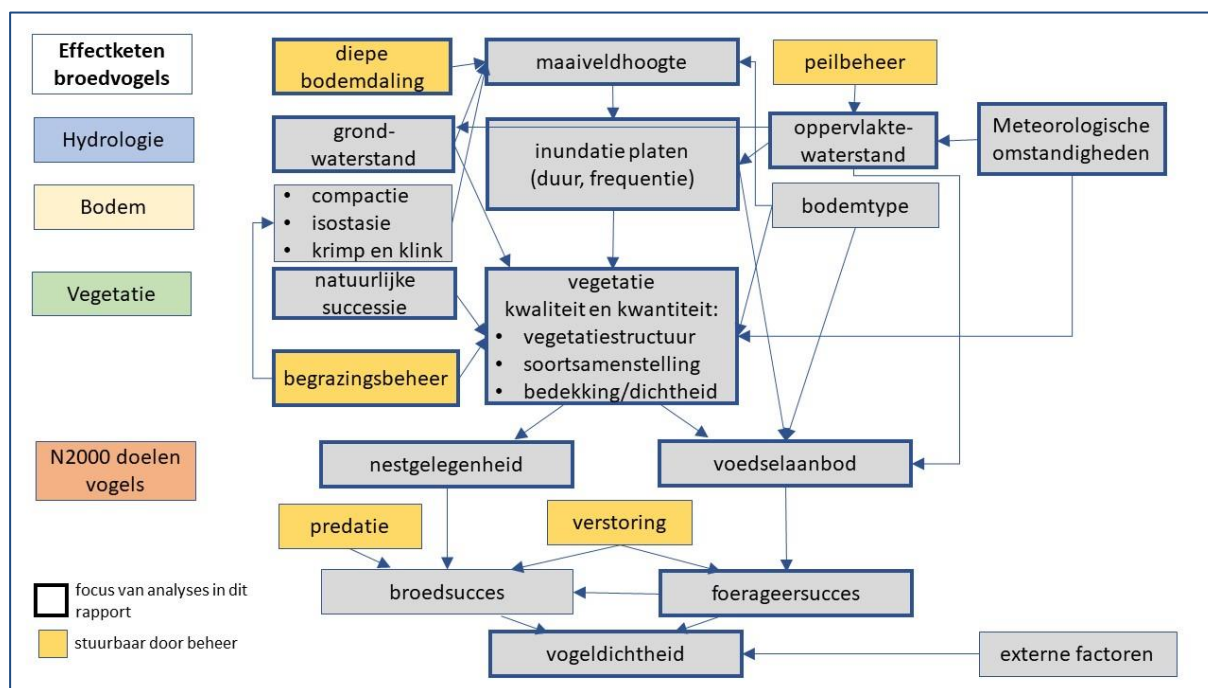
Er bestaat veel kennis over de ecologische processen die een rol zullen spelen in de effectketen in algemene zin, maar over de effectgroottes en precieze vorm van de relaties in het specifieke geval van de Lauwersmeer is veel minder bekend. Op basis van bestaande kennis zijn de belangrijkste variabelen 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).

2.1.1. Broedvogels

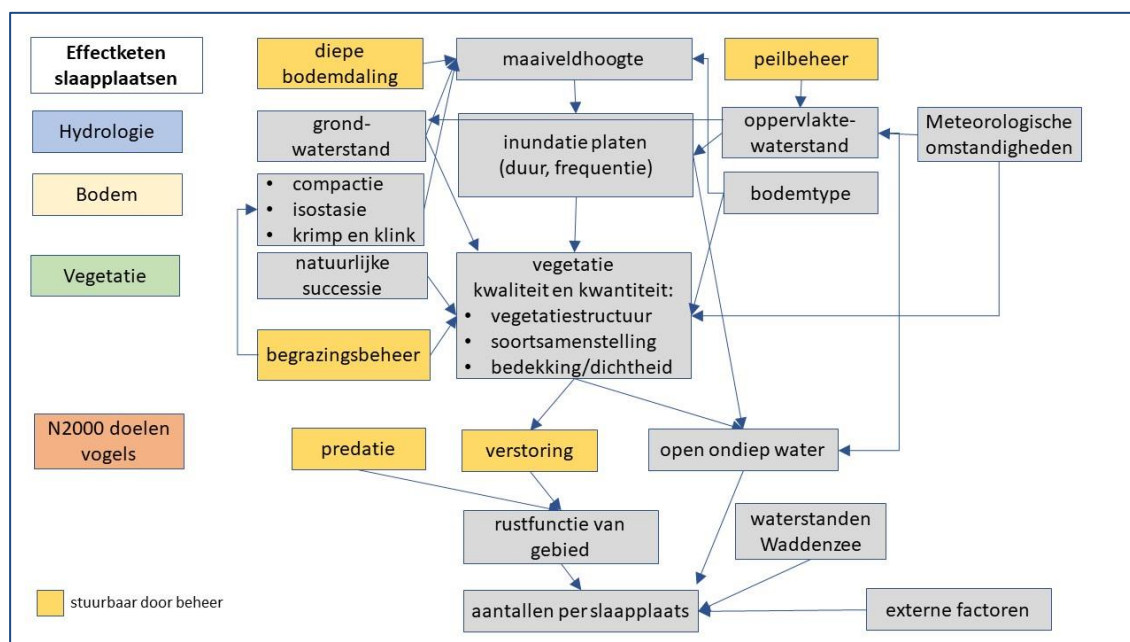
De effectketen voor de broedvogels is weergegeven in Figuur 2.1. Gaswinning zal leiden tot een verlaging van het maaiveld en dit heeft weer effect op de duur en frequentie van de inundatie van de betreffende plaat. Die inundatie hangt ook af van de oppervlakte-waterstand, die weer onder invloed staat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



Figuur 2.1. Schematische beschrijving van de effectketen van bodemdaling door gaswinning op de dichtheid broedvogels. De richting van de pijl geeft de richting van het effect aan. In het schema is met dikke omlijning tevens ook de focus van de analyses over monitoringjaar 2024 aangegeven.

2.1.2. Slaapplaatsen

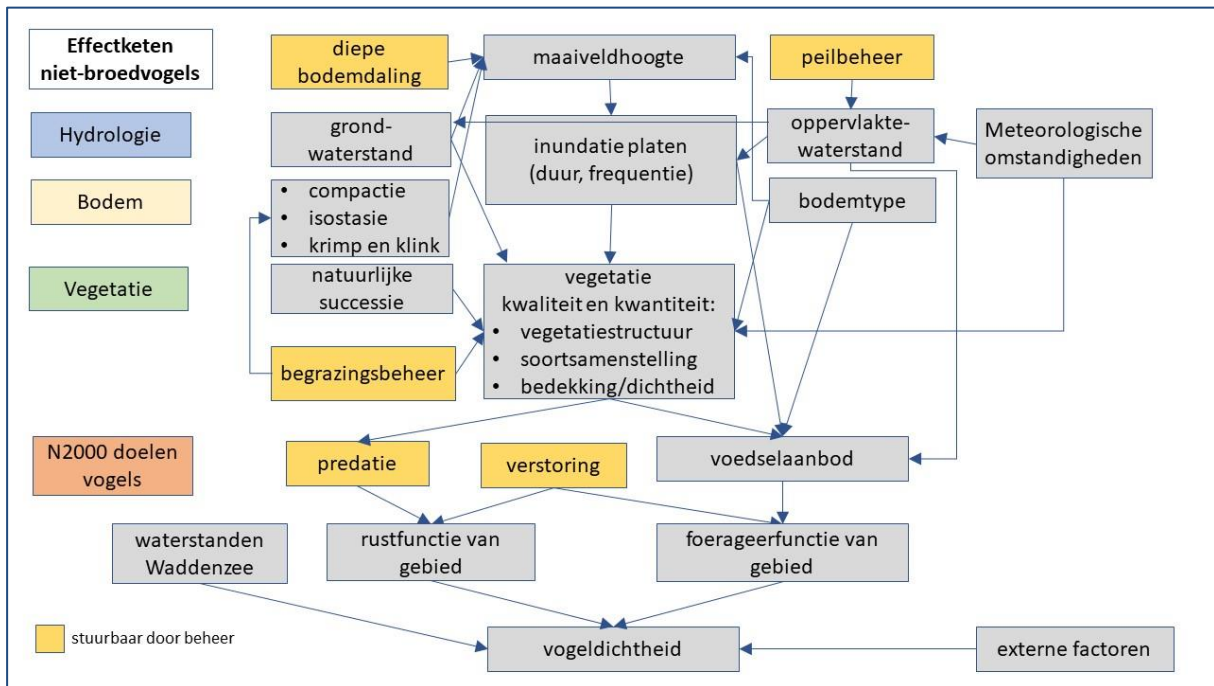
Voor slaapplaatsen is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.2, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna is de effectketen totaal anders. Slapende vogels zijn niet op zoek naar goede broedgelegenheid, maar ondiep open water, waar ze rustig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



Figuur 2.2. Effectketen voor 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.

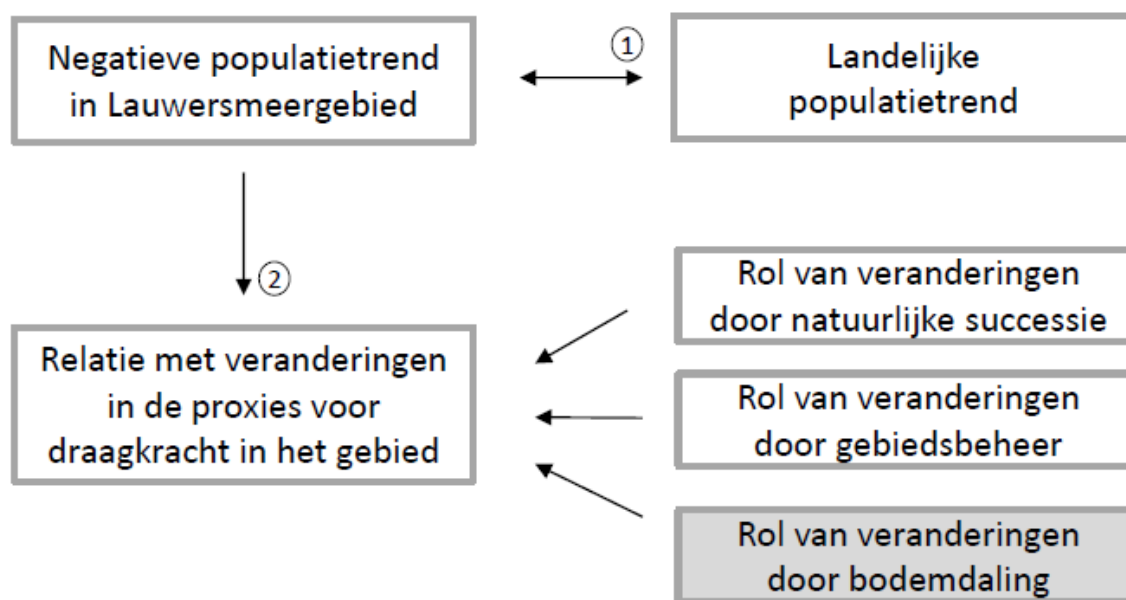


Figuur 2.3. Effectketen voor de functies van het Lauwersmeergebied voor vogels buiten de broedtijd

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	Beslisschema voor integrale rapportage, onderdeel vogels (N2000-soorten) Y = ja, of bij twijfel / N = nee, redelijkerwijs niet		
1	Negatieve trend populatieomvang beïnvloedsgebied?	Y→2	N→8
2	Is de geobserveerde trend (in 1) anders dan in referentiegebieden (indien beschikbaar/ relevant) ?	Y→3	N→8
3	Trend een bekende oorzaak (anders dan diepe/maaveld bodemdaling en anders dan bij 4)?	N→4	Y→8
4	Verhoudt de trend zich tot de ontwikkeling van de draagkracht van het gebied m.b.t. specifieke functies van het gebied voor de betreffende soort? (effectketen) <i>Dit (4) is de vergelijking met berekende proxies / vegetatie structuur / oppervlakte ondiep water, etc. Hierbij gaat het ook om de eigenschappen van de trends: misschien is de afname van de vogelaantallen eerder begonnen dan van de draagkracht... etc.</i>	Y→5	N→8
5	Heeft de trend in de draagkracht / gebiedsfunctie een bekende of voor de hand liggende oorzaak? (anders dan bodemdaling/ maaiveldaling) <i>Denk hierbij (5) aan beheer zoals begrazing / waterpeil / predatie / methodische veranderingen, etc.</i>	N→6	Y→8
6	Wat (welke parameter(s)) veroorzaakt de trend in 5 en verhoudt de trend in die parameter(s) zich tot de opgetreden bodemdaling? (<u>richting, ruimtelijk en temporeel</u>) (is er een mogelijke relatie..)	Y→7	N→8
7	<i>Kijk voor 6 binnen de proxies / vegetatietypen naar de bepalende parameters/ variabelen, e.g. wadslakje vorig jaar. Dit is een uitgebreid punt.</i> <i>-Met "richting" gaat het om het mechanisme (zou je een afname verwachten als gevolg van bodemdaling..?).</i> <i>-Bij ruimtelijk gaat het om de ruimtelijke correlatie met bodemdaling maar ook met variatie in bodemchemie (vegetatie).</i> <i>-Bij temporeel gaat het om het verloop van de variabele in de tijd en of dat logisch zou zijn onder invloed van bodemdaling.</i> 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			
<i>Voor broedvogels met een beige arcering kan een effect van bodemdaling door gaswinning niet worden uitgesloten. Enkele soorten met een vraagteken in één of meerdere kolommen betreffen soorten die in het betreffende deelgebied nog slechts zeer onregelmatig als broedvogel worden vastgesteld.</i>									
Soort	Gedrag	Platen		Moerasontwikkeling		Open water			Buiten N2000-gebied
		Geen beheer	Beweiding / maaien in zomer	Geen beheer	Beweiding	Zeer ondiep (0-20 cm)	Ondiep (20-150 cm)	Dieper (> 150 cm)	Akker, grasland, Marnewrd Wad
Roerdomp	B								
	F								
Bruine Kiekendief	B								
	F								
Grauwe Kiekendief	B								
	F								
Porseleinhoen	B								
	F								
Kluut	B		?						
	F								
Bontbekplevier	B				?				
	F				?				
Kempfaan	B								
	F								
Noordse Stern	B								
	F								
Velduil	B	?	?						
	F								
Blauwborst	B								
	F								
Paapje	B								
	F								
Snor	B								
	F								
Rietzanger	B								
	F								

Roerdomp

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 maaivelddaling (veroorzaakt door gaswinning, erosie van platen door betreding door vee en veranderingen in oppervlaktewaterstanden) afnemen.



Op de zuidoostkant van de Blikplaat maaide Staatsbosbeheer voor het voorjaar van 2022 een groot stuk overjarig rietland en situeerde voorafgaand aan het broedseizoen van 2023 een exclosure in die 'maaiavlake' om het riet ongestoord te laten ontwikkelen. Op de foto d.d. 8 mei 2024 is te zien hoe het riet zich vervolgens heeft ontwikkeld (rechts op de foto), én hoezeer dat verschilt van het begraasde gebied links op de foto. Foto: Romke Kleefstra.

3. Maaiveldhoogte en overstromingsmodel

Marijke Bekkema en Wout Bijkerk

Uitgangspunt in de effectketen is de aanname dat diepe bodemdaling door gaswinning ook een daling van het maaiveld tot gevolg heeft. Bij verder gelijkblijvende omstandigheden (peilbeheer, neerslag en verdamping) leidt een maaiveldddaling tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld en tot een grotere inundatiekans en inundatieduur.

Een overstromingsmodel kan inzicht geven in de mate waarin maaiveldddaling leidt tot toename van de inundatie. Ook de ruimtelijke effecten van inundatie en de veranderingen hierin door maaiveldddaling kunnen blijken uit een dergelijk model. In hoofdstuk 7 van deze rapportage is vastgesteld dat de maximale waterstand (boven maaiveld) in de winterperiode een effect heeft op het aantal gevangen woelmuizen in het erop volgende najaar in het zuidelijk deel van het Lauwersmeergebied. Inundatiediepte en ook inundatieomvang bepaalt zo mede de lokale woelmuizenpopulatie en daarmee de foerageerfunctie voor hierop jagende Natura 2000-doelsoorten roofvogels.

Het opstellen van een overstromingsmodel vereist:

- Een vlakdekkend maaiveldbestand
- De kansverdeling van voorkomende waterstanden in het Lauwersmeer

Om daarnaast het effect te kunnen bepalen van maaiveldddaling op de mate van inundatie en/of inundatiekans is een ruimtelijk beeld nodig van de te verwachten maaiveldddaling.

3.1 Maaiveldhoogte bij de permanente kwadraten

Bij de start van de monitoring is besloten om met tussenpozen van enkele jaren de maaiveldhoogte op de locaties van de permanente kwadraten (pq's, zie hoofdstuk 4) te bepalen. Dit om een indicatie te krijgen van de mate van maaiveldverandering, om te bepalen of deze gecorrigeerd is aan de diepe bodemdaling en om maaiveldhoogte te relateren aan vegetatieontwikkelingen. De hoogtemetingen zijn vooral gedurende de zomermaanden (juni t/m september) uitgevoerd.

3.1.1. Werkwijze maaiveldveranderingen

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). Sinds 2023 is overgestapt op de MarXact Uni-Gr2 die een ruimere range aan satellieten kan ontvangen en daardoor sneller en iets nauwkeuriger werkt. In rietlanden waarin veel strooisel ophoopt doet zich de vraag voor wat als bovenkant maaiveld wordt beschouwd. De werkwijze hiervoor is dat losliggende takjes en blad worden weggeschoven en vervolgens de hoogte wordt bepaald. Daaronder bevindt zich in dicht rietland vaak een mat van enigszins tot halfvergaan bladmateriaal.

Gezien de relatief beperkte nauwkeurigheid van de GNSS-hoogtemeter ten opzichte van de bodemdaling, die veelal ook enkele centimeters bedraagt, is in 2019 besloten om de maaiveldhoogtes bij de pq's jaarlijks in te meten zodat bij voldoende metingen de ruis kan worden beperkt. Op elk hoekpunt doet de ontvanger geautomatiseerd vijf metingen die worden gemiddeld tot één meetwaarde. Bij een te sterke variatie in deze metingen wordt de meetwaarde als te onnauwkeurig beschouwd. In de gevallen waarin dit voordeel is een nieuwe meting uitgevoerd. De maaiveldhoogtes (meetwaarden) op de vier hoekpunten van de pq's zijn vervolgens gemiddeld om tot een gemiddelde maaiveldhoogte per pq te komen. De maaiveldhoogtes bij de pq's zijn grafisch uitgezet tegen de jaren om een trendlijn te kunnen bepalen aan de hand waarvan de mate van maaiveldverandering per jaar wordt berekend. Per pq is getoetst of de richtingscoëfficiënt (= maaiveldverandering) afwijkt van 0 (op $p < 0,05$).

3.1.2. Resultaten maaiveldveranderingen

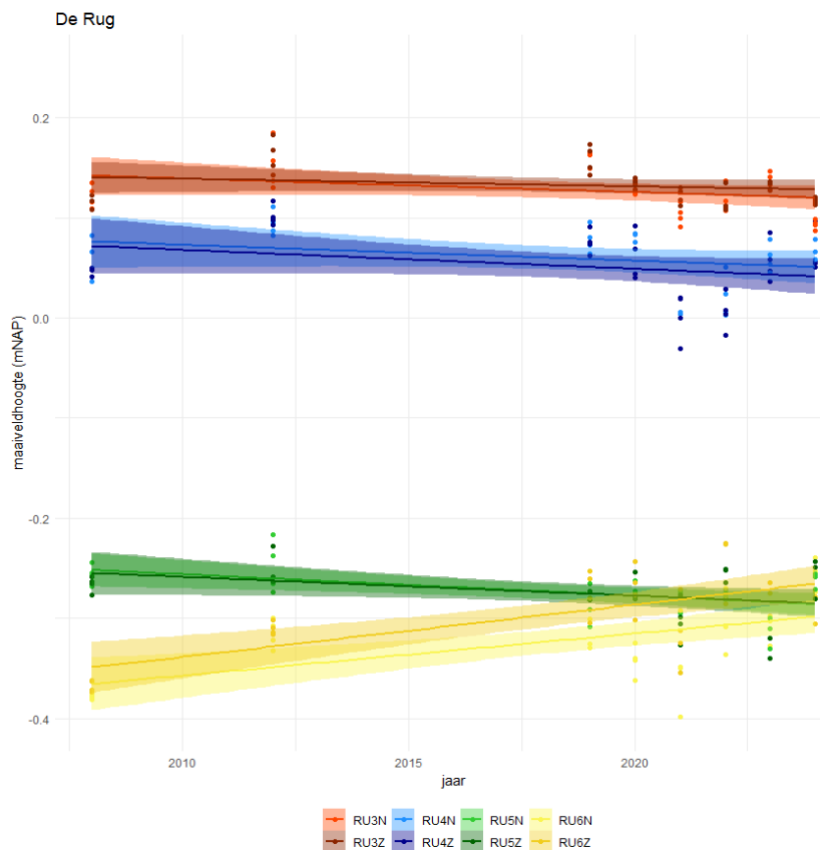
De meetresultaten van de maaiveldhoogtemetingen bij de pq's zijn weergegeven in Bijlage 1. De analyse van maaiveldveranderingen beperkt zich, net als afgelopen jaren, tot die pq's waarbij van minimaal vier jaren maaiveldhoogtes bekend zijn. PQ's die inmiddels door afslag (gedeeltelijk) zijn

verdwenen zijn niet in de analyse meegenomen, evenmin als een pq dat door opslag van struiken dusdanig is veranderd dat deze bijna niet meer te betreden is.

Van de 96 bruikbare pq's laten 26 een verhoging van het maaiveld zien, waarvan deze voor 8 significant is (getoetst op $p < 0,05$ t.o.v. geen verandering). De overige 70 pq's laten een verlaging zien van het maaiveld en bij 20 hiervan is deze verlaging significant.

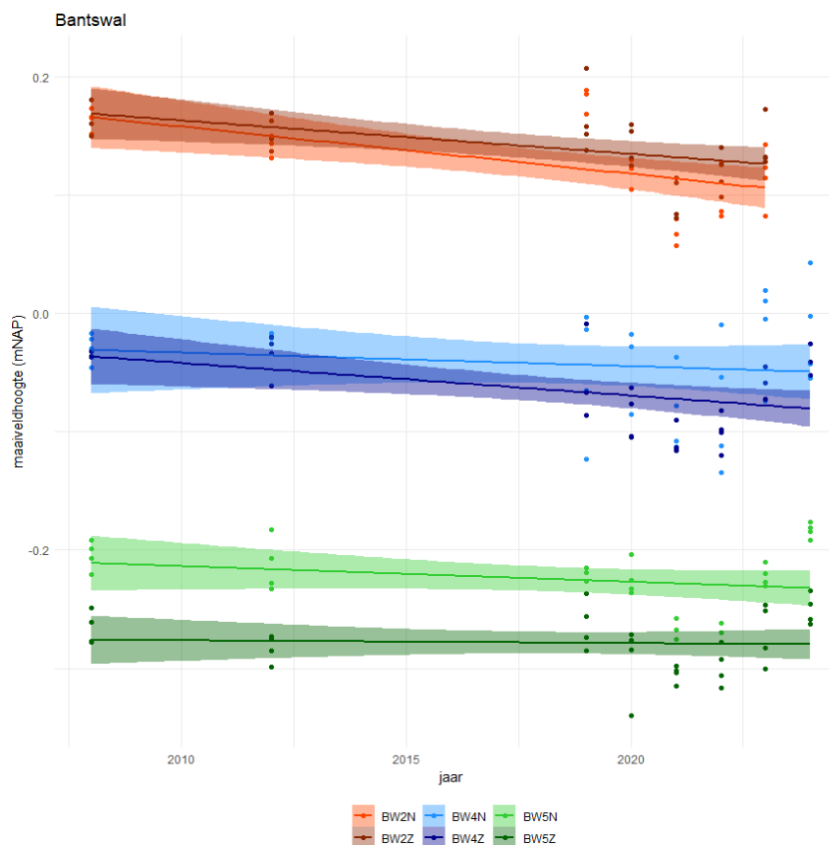
In vergelijking met de meetreeks t/m 2023 (Zie Beemster *et al.* 2024) verschillen deze getallen. Er wordt nu wat vaker een verhoging van het maaiveld geconstateerd. Maaiveld dalingen zijn in vergelijking met de analyse in 2023 ook minder vaak significant.

Hieronder illustreren we dit aan de hand van de hoogteontwikkeling van de pq's in twee verschillende gebieden.



Figuur 3.1. Verloop van gemeten maaiveldhoogte bij acht pq's op De Rug. Bij de pq's RU5N, RU5Z, RU6N en RU6Z is de verandering in maaiveldhoogte significant. De semitransparant gekleurde banden geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan. Opvallend is de toename in hoogte bij beide pq's van RU6

In figuur 3.1 valt op dat met name in de periode 2019 t/m 2021 de metingen wijzen op een sterkere verlaging van het maaiveld. Dit verschijnsel doet zich ook op verschillende andere locaties voor (zie Figuur 3.2). Na 2021 zien we bij diverse meetlocaties weer een verhoging van het maaiveld. Aangezien de verticale nauwkeurigheid van de metingen ca. 3 cm betreft is enige ruis te verwachten. Dit kan duiden op een effect van krimp en zwel als gevolg van de droge zomers tussen 2018 en 2022 en de daaropvolgende nattere zomers. We zien dit effect zelfs op de zandigere bodems in het noorden van het Lauwersmeergebied. Dit zou goed verklaren waarom een berekende lineaire trend met toevoeging van het jaar 2024 minder goed aansluit op de meetwaarden.

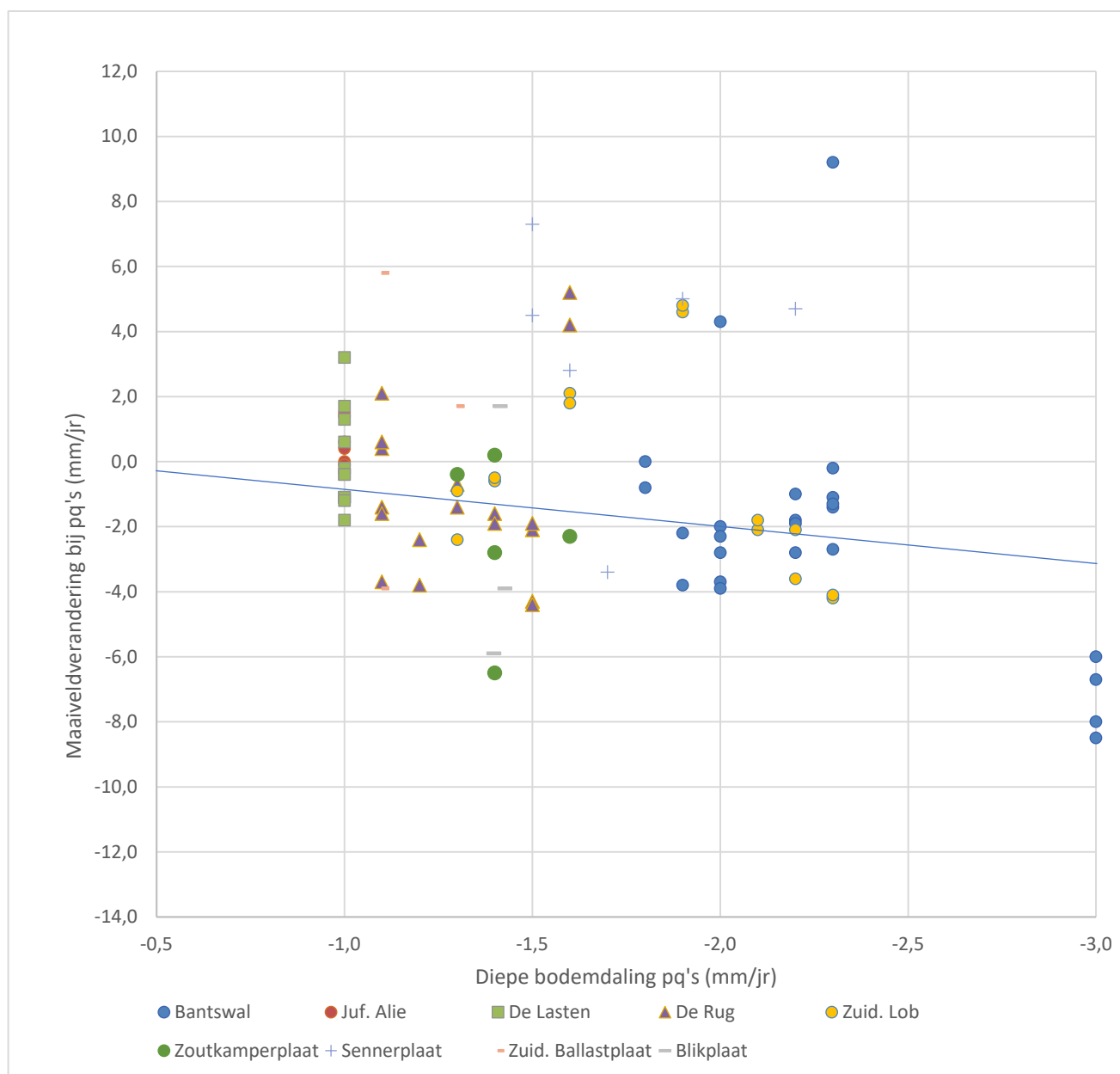


Figuur 3.2 - Verloop van gemeten maaiveldhoogte bij zes pq's op de Bantswal. Bij de pq's BW2N, BW2z en BW4Z is de verandering in maaiveldhoogte significant. De stippen zijn de afzonderlijke metingen van de hoekpunten, de lijn is de trendlijn en de semitransparant gekleurde banden geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan.

Enige maaiveldverlaging zien we bij de meeste andere meetpunten. Deze is in bijna 30% significant. In de overige gevallen is de variatie in daling zo groot dat er geen sprake is van een significante lineaire trend, vooral door toevoeging van het laatste meetjaar.

Bovenstaande figuren illustreren dat de berekende snelheid van verandering in maaiveldhoogte (uitgedrukt in mm/jr) sterk kan verschillen tussen de diverse pq-locaties zoals ook afgelopen jaren al is vastgesteld. Er is weliswaar sprake van een correlatie tussen de snelheid van diepe bodemdaling en de snelheid van maaiveldverandering, maar die is zwak (zie Figuur 3.4). De correlatiecoëfficiënt tussen beide is 0,5 indien uitsluitend de pq's in het noordelijk deel van het onderzoeksgebied worden beschouwd, waar de meetreeks grotendeels start in 2008 of in 2012. Als ook de hoogtemetingen bij de zuidelijke pq's, die voor het eerst in 2019 zijn ingemeten, worden meegenomen dan is de correlatiecoëfficiënt slechts 0,4.

In voorgaande jaren was de berekende maaiveldddaling (want dat is het doorgaans) veel groter dan de snelheid van diepe bodemdaling, wat mede veroorzaakt leek te worden door de waargenomen maaiveldddaling in de periode 2019 t/m 2021. De laatste jaren is de trend in maaiveldddaling minder sterk geworden, mogelijk door de minder droge zomers. Dit geeft ook een wat evenwichtiger beeld tussen de gemodelleerde snelheid van diepe bodemdaling en die van de maaiveldverandering. Een sterke maaiveldverhoging lijkt zich voor te doen bij pq BW2OZ, met een trend van + 8 mm per jaar. Hier wordt pas sinds 2019 gemeten en wordt de trend in grote mate bepaald door de verschillen tussen start en eind van de metingen. Datzelfde geldt, maar dan net andersom voor BW19N. Voor pq BW19 geldt tevens dat ze ligt op een wat afwijkend hoger deel dat in het verleden deel uitmaakte van de westelijk gelegen Bantpolder.



Figuur 3.3 - Verandering van maaiveldhoogte van de pq's uitgezet tegen de snelheid van de gemodelleerde diepe bodemdaling (bron: NAM 2024) op die locaties (beiden in mm/jr) voor de pq's in het noordelijk deel van het onderzoeksgebied. NB: De blauwe lijn is geen trendlijn maar geeft de situatie weer waar diepe bodemdaling gelijk is aan maaiveldddaling.

Gemiddeld over alle meetpunten bedraagt de diepe bodemdaling -1,3 mm per jaar en de maaiveldverandering -1,1 mm per jaar en liggen daarmee in dezelfde ordegrrootte.

3.1.3. Conclusies maaiveldveranderingen

Bij een ruime meerderheid van de permanente kwadraten is sprake van daling van het maaiveld. Daarentegen is bij bijna een derde van de locaties echter sprake van een stijging van het maaiveld. Van een strikt lineaire trend is veelal geen sprake. In de jaren na droge zomers laten de metingen een daling van het maaiveld zien terwijl deze vanaf 2022 (minder droge zomers) stabiliseert of zelfs stijgt. Een correlatie tussen maaiveldverandering en diepe bodemdaling is aanwezig maar niet sterk. Een nadere, niet-lineaire, statistische analyse waarin de effectieve neerslag van het voorgaande jaar ook wordt meegenomen zou een betere verklaring van de variatie in maaiveldverandering kunnen geven. Wel is de gemiddelde diepe bodemdaling op de meetpunten (-1,3 mm/jr) vergelijkbaar met de

gemiddelde maaiveldverandering (-1,1 mm/jr). Op de locaties met een grote mate van diepe bodemdaling is ook sprake van sterkere daling van het maaiveld.

3.2. Maaiveldhoogtebestand

Een bekend probleem van het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN) is dat het maaiveld van terreinen met hoger opgaande begroeiing gemiddeld te hoog wordt ingeschat omdat hiervoor onvoldoende kan worden gecorrigeerd (zie ook Brongers 2023, Kleefstra *et al.* 2023).

Om te bepalen of dit ook een rol speelt in het onderzoeksgebied, is in de rapportage over meetjaar 2023 (Beemster *et al.* 2024) het voor het Lauwersmeer beschikbare AHN (versie 4) vergeleken met maaiveldmetingen. Dit om te bepalen of het AHN4, mogelijk na correctie, bruikbaar is als vlakdekkend maaiveldhoogtebestand voor het overstromingsmodel. Het AHN4 is beschikbaar in twee verschillende resoluties: 0,5*0,5 m en 5*5 m.

3.2.1. Werkwijze correctie AHN4

Het doel bij de rapportage in 2023 was om op de AHN4 een correctie toe te passen waardoor het verschil tussen het hoogtemodel en de maaiveldmetingen zo klein mogelijk zou worden. Er is hierbij bewust gekozen voor één correctie, want indien voor bijvoorbeeld hoogopgaand rietland een andere correctie wordt toegepast dan op laag blijvend grasland, ontstaan abrupte overgangen in de waarden (maaiveldhoogte) van het hoogtebestand. Dit zou resulteren in discontinuïteiten in de resultaten van het overstromingsmodel.

Als maaiveldhoogtemetingen zijn in Beemster *et al.* (2023) de hoogtemetingen uit 2021, 2022 en 2023 op de hoeken van de pq's gebruikt (zie hiervoor). Naast de maaiveldmetingen bij de hoekpunten zijn in 2022 en 2023, 143 extra metingen verricht binnen rietvegetaties. De conclusie was dat een correctie mogelijk was middels ruimtelijke aggregatie tot de minimum maaiveldhoogte binnen een moving window via een focal statistics analyse in GIS. Via deze techniek zijn afgeleide hoogtemodellen gemaakt. Dit is gedaan voor blokgroottes van 3*3, 5*5 en 9*9 cellen. De centrale cel in dat venster krijgt dan de minimumwaarde van de cellen binnen het gehele venster van het AHN4 rasterbestand. Bij gebruik van het AHN4 met resolutie van 0,5 * 0,5 m gaf een blok van 5 bij 5 cellen en daarmee 2,5 * 2,5 m, het beste resultaat (zie Beemster *et al.* 2024 voor meer uitleg). De mate van correctie blijkt af te hangen van de vegetatiestructuur. In ongefragmenteerd rietland nam het verschil tussen AHN4 en eigen metingen door de correctie af van 29 naar 16 cm. Bij gefragmenteerd rietland was dit zonder en met correctie resp. 20 en 10 cm. In de rietlanden geeft de correctie dus een forse verbetering maar nog steeds is de afwijking groot. In grasland verkleinde de correctie de afwijking van 6 naar slechts 1 cm. De vraag rees of nadere onderverdeling binnen gefragmenteerde rietlanden het correctieresultaat zou verbeteren. Daarom is de vegetatiestructuurkaart uit 2021 (Kleefstra *et al.* 2022) aangepast (zie paragraaf 5.2) en is de fragmentatie van het rietland bepaald op basis van een visuele inschatting van het aantal veepadten per 50*50 m: 0-6 veepadten = ongefragmenteerd, 7-14 = matig gefragmenteerd, > 14 = sterk gefragmenteerd. Ook zijn in 2024, 172 additionele maaiveldhoogtemetingen in rietlanden uitgevoerd en is gebruik gemaakt van de hoogtemetingen bij de pq's.

3.2.2. Selectie hoogtebestand

Net als in de rapportage van vorig jaar is geanalyseerd wat het verschil is tussen de gemeten maaiveldhoogtes en de maaiveldhoogtes op die locaties volgens de verschillende varianten van de hoogtebestanden (DTM), te weten:

- de originele AHN4 bestanden (zowel 5*5 m als 0,5*0,5 m resolutie), en
- de drie via focal statistics van het AHN4 (0,5*0,5 m DTM) afgeleide hoogtebestanden.

Deze verschillen zijn als boxplots in Bijlage 2 weergegeven. Het gemiddelde verschil tussen de veldmetingen en de waarden uit de hoogtebestanden is weergegeven in Tabel 3.1.

De resultaten komen sterk overeen met die van vorig jaar. Het blijkt dat de AHN4 (beide varianten) hogere maaiveldwaarden weergeeft dan de veldmetingen. Het verschil tussen beide is het geringst bij de grasland- en pioniervegetaties. Het grootst is het verschil bij het ongefragmenteerde riet, zoals dat wordt aangetroffen op de niet begraasde delen van de Sennerplaat en binnen enkele exclusies.

De toepassing van focal statistics middels het minimum van de AHN4 maaiveldhoogtes in een blok cellen levert betere resultaten op dan het oorspronkelijke AHN4 0,5*0,5 m hoogtebestand. De gemiddeld geringste afwijking tussen maaiveldmetingen en een afgeleid bestand is er na toepassing van een blok grootte van 9 x 9 cellen. Maar bij een dergelijke blok grootte doen zich randverschijnselen

voor waardoor er juist afwijkingen in de andere richting optreden en de gemodificeerde AHN4 soms een lagere waarde geeft dan de veldmetingen (zie ook Bijlage 2). Door gebruik te maken van focal statistics met een blokgrootte van 5 x 5 cellen wordt de afwijking tussen het originele AHN4 0,5*0,5 m bestand en de veldmetingen tot ongeveer de helft verkleind en treden ongewenste randverschijnselen nauwelijks op.

Tabel 3.1 - Gemiddeld verschil in maaiveldhoogte (in cm) tussen metingen in het veld (hoekpunten pq's en aanvullende metingen in rietland) en de waarde op die locatie volgens AHN4 DTM en hiervan afgeleide hoogtemodellen (zie ook de tekst). Negatieve waarden betekenen een lager maaiveld bij de veldmetingen. N = het aantal veldmetingen dat binnen dit structuurtype is gedaan in de periode 2021 t/m 2024.

Structuurtype	N	5x5m origineel	0,5x0,5m origineel	0,5x0,5m (min.:3x3)	0,5x0,5m (min.:5x5)	0,5x0,5m (min.:9x9)
Grasland en pioniervegetatie	933	-5	-5	-3	-2	0
Riet - sterk gefragmenteerd	221	-18	-18	-12	-10	-8
Riet - matig gefragmenteerd	122	-26	-25	-19	-16	-13
Riet - niet gefragmenteerd	152	-29	-27	-21	-18	-14
Kruipwilgstruweel	116	-8	-8	-5	-3	-1
Struweel	59	-14	-13	-7	-5	-3

Op grond hiervan is besloten om het hoogtemodel te gebruiken dat is verkregen door focal statistics op de minimumwaarde bij een blokgrootte van 5*5 cellen.

Net als de AHN4 geldt ook voor de afgeleide variant dat voor locaties met open water geen maaiveldhoogte bekend is. Voor het overstromingsmodel is echter een rasterbestand nodig zonder ruimtelijke gaten (missende waarden) in de gegevens. Daartoe is het hoogtebestand gecombineerd met een lodingenkaart van de waterbodem (Kater & Volbeda 2018). Deze lodingenkaart omvat de waterdiepte van het Lauwersmeer. Dat deze kaart niet meer up to date is, hij stamt uit 2006, is voor de modellering van de overstroming niet van belang aangezien die zich richt op het deel van het gebied dat bij streefpeil (0,93 m – NAP) niet is geïnundeerd. Kleinere gebieden met een ontbrekende maaiveldhoogte zijn opgevuld middels interpolatie (kriging).

3.3. Overstromingsmodel

Op basis van dit opgevulde hoogtebestand is in QGIS een overstromingsmodel gemaakt. Hierbij is de module r.lake binnen de GRASS plugin gebruikt. Dit komt er op neer dat ergens op een beginpunt een waterstand wordt toegepast en vanuit dat punt vult zich vervolgens het onderzoeksgebied tot die waterstand. Als beginpunt is het open water van het Lauwersmeer nabij Dokkumer Nieuwe Zijen genomen. Het resultaat is een waterdieptekaart, waarvan naderhand alleen dat deel is beschouwd dat buiten het open water van het meer ligt (bij een waterstand gelijk aan het streefpeil van -0,93 m NAP).

3.3.1. Indicatieve waterstanden

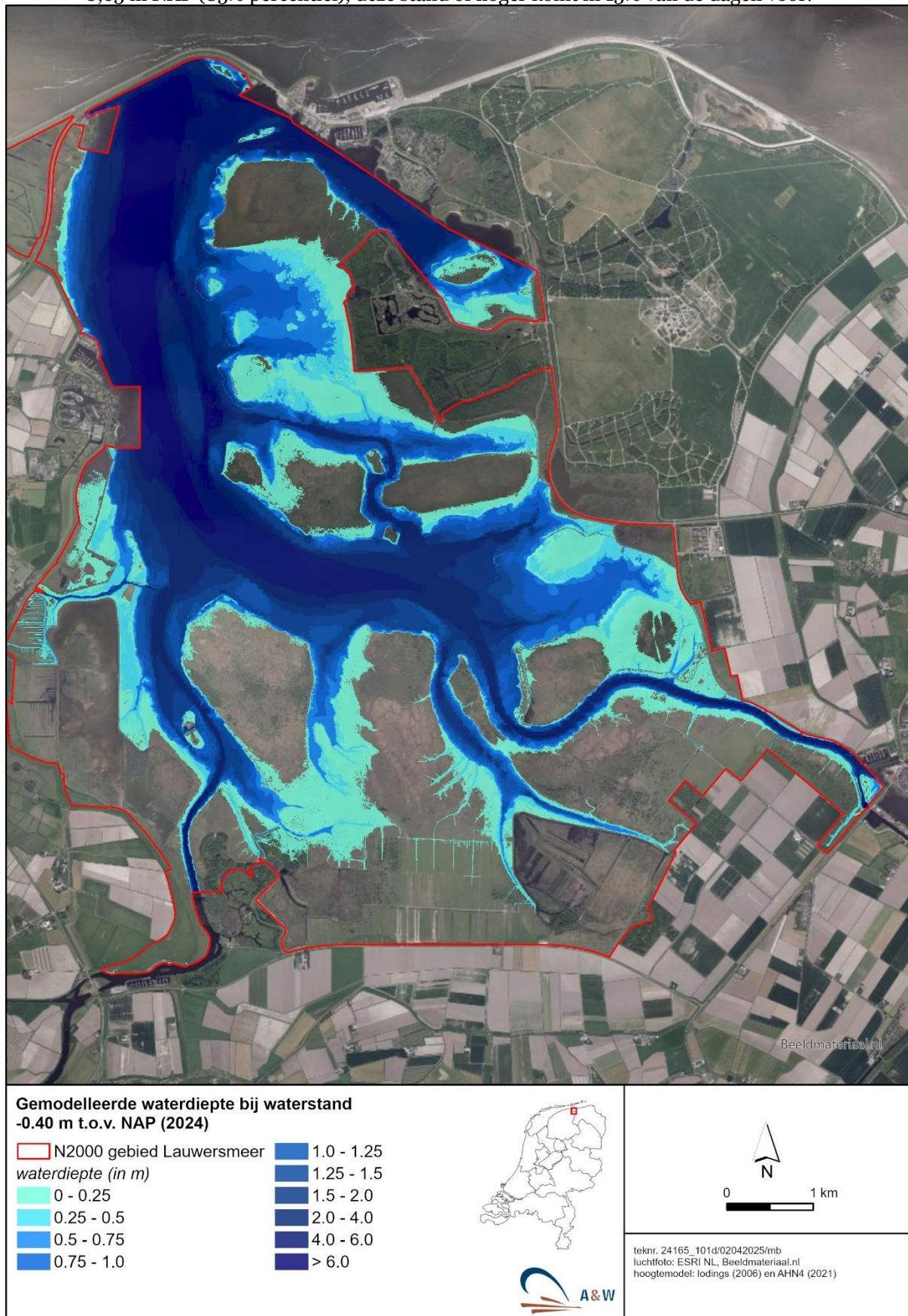
Hiertoe zijn vooraf enkele waterstanden gekozen waarvan is aangenomen dat deze een indicatief beeld geven van de verschillen in geïnundeerd gebied. Hierbij is enerzijds aangesloten bij de in hoofdstuk 7 uitgevoerde analyse van het effect van de maximale waterstand in de winter op vangsten van woelmuizen. Voor de periode 1981 tot 2024 is een analyse gemaakt van het optreden van deze maxima. Vanuit de frequentieverdeling van het optreden van dergelijke winter- of eigenlijk jaarmaxima is gekozen voor de volgende percentielen en bijbehorende waterstanden:

- -0,40 m NAP (5%),
- -0,24 m NAP (50%),
- +0,05 m NAP (95%)

Het 50% percentiel betekent dat zich in de helft van de jaren een dergelijk wintermaximum (of hoger) voordoet. Het 95% percentiel (een wintermaximum hoger dan 0,05 m NAP) doet zich maar in 5% van de jaren voor.

Omdat deze maxima relatief hoge waterstanden betreffen, geven ze minder inzicht in welke delen in het Lauwersmeergebied onderlopen bij de vaker optredende lagere waterstanden. Daarom is anderzijds ook een analyse gemaakt van de dagmaxima voor de periode 2002-2023 gemeten bij Zoutkamp. Op grond hiervan is gekozen voor:

- -0,93 m NAP (streefpeil, 5% percentiel), deze stand of hoger komt in 95% van de dagen voor,
- -0,65 m NAP (85% percentiel), deze stand of hoger komt in 15% van de dagen voor.



Figuur 3.4 - Overstroomd gebied en inundatiediepte bij een waterstand van -0,40 m NAP voor de huidige situatie (2024)

3.3.2. Resultaten overstromingsmodel

In figuur 3.4 is weergegeven welke delen overstroomd raken bij een waterstand van -0,40 cm NAP, uitgaande van de gecorrigeerde AHN4 data in de huidige situatie. Bedacht moet worden dat inundatiedieptes voor delen lager dan -0,93 m NAP (dus onder streefpeil) hooguit indicatief zijn gezien de ouderdom van de lodingenkaart. In Bijlage 5 is voor elk van de vijf gekozen waterstanden een inundatiekaart opgenomen.

3.4. Effecten maaiveldddaling op inundatie

Op basis van de gecorrigeerde AHN4 is zo voor vijf waterstanden een beeld geschetst welke delen geïnundeerd raken. De AHN4 is, na de correctie, ongeveer de huidige situatie voor de maaiveldhoogte.

Voor een indicatie van het effect van diepe bodemdaling op de mate van inundatie is een vergelijking nodig van de situatie voor gaswinning (2006) en de situatie na winning en na stabilisatie van de diepere lagen (stel 2050). Vanuit de contouren uit de Meet en Regelcyclus 2023 (zie Bijlage 3) is af te leiden wat er tussen 2006 en 2024 aan diepe bodemdaling is opgetreden en ook wat er tot 2050 nog wordt verwacht. Op grond hiervan kan een hoogtemodel worden opgesteld voor 2006 en 2050 als wordt aangenomen dat diepe bodemdaling gelijk is aan maaiveldverandering.

In par. 3.1 is geconcludeerd dat er een correlatie is tussen diepe bodemdaling en maaiveldddaling, maar deze is zwak. Van plek tot plek kunnen verschillen optreden en ook in de tijd treedt variatie op als gevolg van krimp, zwel en klink. Over alle meetpunten gemiddeld is de snelheid van diepe bodemdaling van een zelfde orde grootte als die van de maaiveldverandering.

Ondanks deze lokale en temporele variatie geeft de aanname van diepe bodemdaling = maaiveldddaling wel inzicht in wat gemiddeld genomen het effect van diepe bodemdaling is op de mate van inundatie.

Daartoe zijn maaiveldhoogtemodellen opgesteld voor 2006 en 2050 op basis van de gemodelleerde bodemdalingcontouren en de gecorrigeerde AHN4. Vervolgens zijn hiervoor overstromingskaarten opgesteld voor de waterstanden -0,93, -0,65, -0,40, -0,24 en + 0,05 m NAP. Die kaarten zijn niet opgenomen in deze rapportage. Op grond van deze kaarten zijn verschilkaarten opgesteld. Deze verschilkaarten geven weer wat er door diepe bodemdaling extra wordt geïnundeerd in 2024 en 2050 ten opzichte van de situatie in 2006, onder de aanname dat diepe bodemdaling zou leiden tot een gelijke mate van maaiveldddaling. In Figuur 3.5 is de verschilkaart weergegeven bij een waterstand van -0,40 m NAP. In Bijlage 6 is dit weergegeven voor de waterstanden -0,93, -0,65, -0,40, -0,24 en + 0,05 m NAP.

Uit vergelijking van de kaarten van Bijlage 6 blijkt het volgende:

- Bij een waterstand van -0,93 m NAP (streefpeil) zijn de effecten van bodemdaling gering: enkel smalle plaatranden, wat kreekresten en wat laag gelegen vlakke delen raken hierdoor overstroomd.
- Bij een stand van -0,60 m NAP is het effect op de steilere plaatranden verdwenen, want die zijn dan ook zonder bodemdaling overstroomd. Anderzijds neemt de inundatie op laag gelegen vlakke delen langs de platen zoals bij Achter de Zwarten, Pampusplaat, Schildhoek, Ezumakeeg en Bochtjesplaat juist toe.
- Bij -0,40 m NAP zien we juist dat er nauwelijks verschil is tussen de jaren voor een groot deel van de hierboven vermelde plaatranden omdat deze ook zonder bodemdaling al zouden overstroomd. De toename van inundatie door bodemdaling verplaatste zich naar hogere plaatranden. Daarnaast blijkt dat, onafhankelijk van bodemdaling, er geïsoleerde eilanden ontstaan bij de Schildhoek, Sennerplaat en Zoutkamperplaat. De Pampusplaat en de eilanden van Achter de Zwarten zijn bij deze stand volledig geïnundeerd. Bij De Lasten en in het oostelijke resterende eiland van de Schildhoek heeft bodemdaling dan grote invloed op het overstroomd oppervlak. Ook lijkt de Bochtjesplaat dan te overstroomd als gevolg van bodemdaling, maar dat is waarschijnlijk een artefact waardoor in het overstromingsmodel nu water vanuit de zuidkant over het stuwtje de Bochtjesplaat in stroomt.
- Bij -0,24 m NAP verdwijnen diverse platen onder water (Zuidelijke lob, Schoolplein, De Lasten, het oostelijk deel van de Schildhoek) onafhankelijk van bodemdaling. Er ontstaan nog meer en kleinere eilanden. De kaart laat zien dat bodemdaling bij deze stand het verschil maakt of de kop van De Rug al dan niet een eiland wordt. Ook het centrale deel van de Ezumakeeg lijkt bij deze stand te inunderen als gevolg van bodemdaling in 2050. Maar in dit deelgebied is sprake van een gestuwd peil met een stuw op -0,15 m NAP. Doorgaans wordt hier

het water al vastgehouden in de winterperiode en door 10 cm bodemdaling zal bij een stand van -0,24 m NAP het water ook instromen.

- Bij de uitzonderlijke waterstand van +0,05 m NAP is een groot deel van het gebied overstroomd, onafhankelijk van enige bodemdaling. De effecten op de plaatdelen door bodemdaling beperken zich tot de kop van De Rug en de kop van de Sennerplaat. Ook de Middelpaalt lijkt als gevolg van bodemdaling te overstromen. Maar dat is mogelijk een artefact aangezien hier sprake is van een gestuwd peil met overloop.

Op grond van deze analyse is een inschatting gemaakt van de toename aan overstroomd oppervlak als gevolg van bodemdaling bij verschillende waterstanden in het meer, binnen het oppervlak van de Natura 2000-begrenzing. Dit wederom onder de aanname dat diepe bodemdaling zich gelijkmatig vertaalt in maaiveldddaling. Ook is geen rekening gehouden met mogelijke artefacten bij de gebieden met gestuurd peil waar stuwtjes, duikers en overstorten tot andere inundatie leiden dan op grond van het hoogtemodel kan worden verwacht. Dit is weergegeven in tabel 3.2.

De situatie in het jaar 2006 bij een waterstand van -0,93 m NAP (=streefpeil) is als referentie beschouwd, dus geen toename aan inundatie. Van het totale Natura2000-gebied (5755 ha) was, bij die waterstand, 2210 ha open water en 3545 ha land.

Voor 2006 is aangegeven (van boven naar beneden) wat er in dat referentiejaar aan oppervlak inundeert bij de oppervlaktewaterstanden: -0,65; -0,40; -0,24; 0,05 en 0,50 m NAP. Vervolgens is voor de huidige situatie (2024) en voor de verwachte eindsituatie (2050) voor elk van die waterstanden aangegeven hoeveel hectare extra inundeert als diepe bodemdaling leidt tot evenveel maaiveldddaling en hoeveel procent van het landoppervlak dit betreft. Bijvoorbeeld: een waterstand van -0,4 m NAP zou in 2006 leiden tot 927 ha inundatie van landoppervlak dat in streefpeilsituatie niet zou zijn overstroomd, zodat nog 2618 ha landoppervlak overblijft.

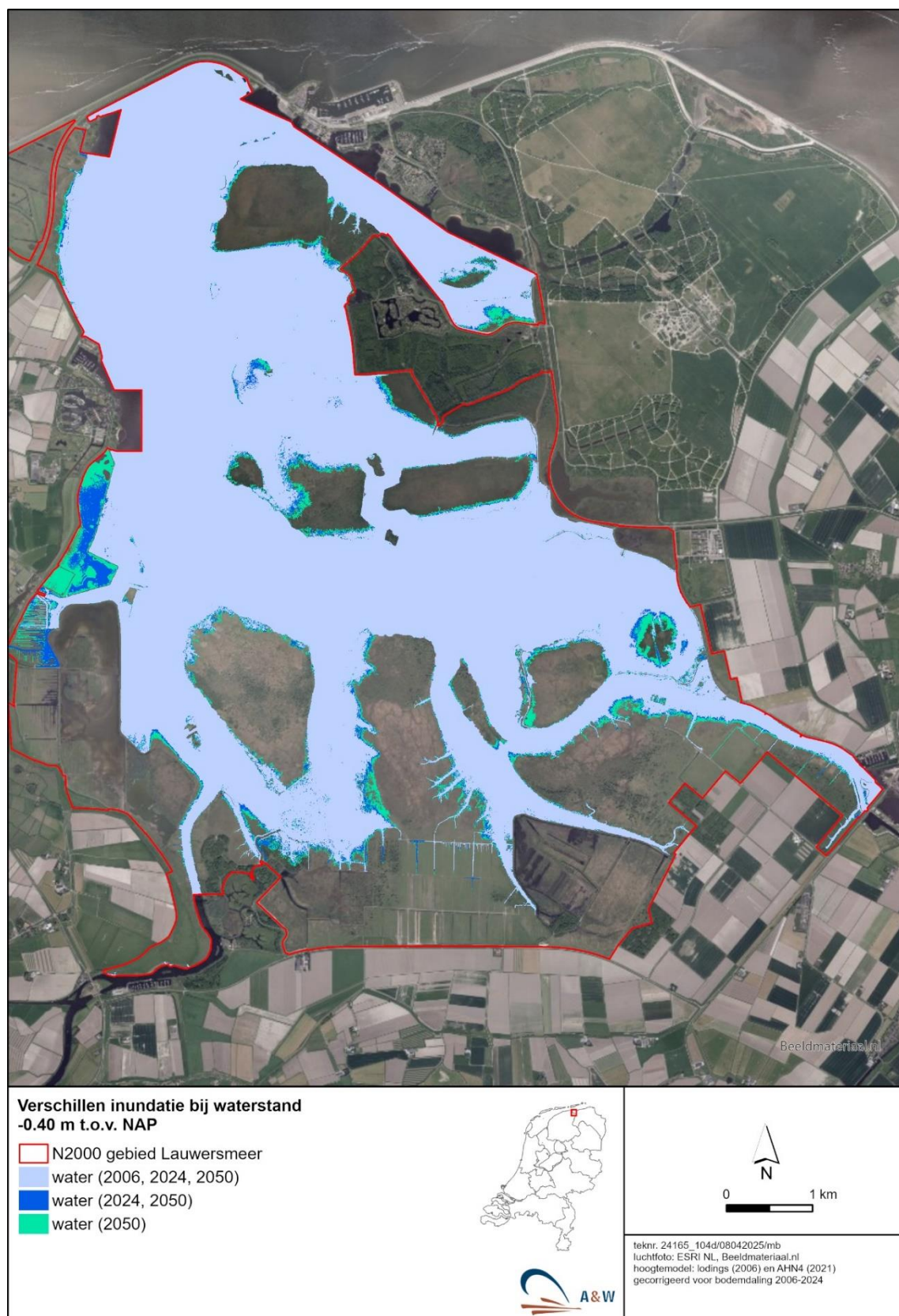
In 2024 wordt bij de waterstand van -0,4 m NAP 111 ha extra overstroomd als gevolg van maaiveldddaling (oftewel 4% van 2618) en in 2050 is dat 259 ha extra (oftewel 10% van 2618).

Tabel 3.2. Toename van geïnundeerd oppervlak (in ha) en afname van het landoppervlak (%) t.o.v. situatie in 2006 bij zes verschillende waterstanden in het meer, uitgaande van de begrenzing van het Natura 2000-gebied. Zie tekst voor nadere uitleg.

Waterstand (m NAP)	2006 ha	2024 ha	2050 ha	2024 %	2050 %
-0,93	0	+27	+62	-1	-2
-0,65	257	+59	+162	-2	-5
-0,40	927	+111	+259	-4	-10
-0,24	1455	+79	+251	-4	-12
0,05	2434	+147	+276	-13	-25
0,50	3270	+17	+36	-6	-13

Verhoging van de waterstand in het meer, als gevolg van neerslag en het niet kunnen spuien, leidt al snel tot toename van het overstroomde oppervlak. De mate waarin dit *extra* toeneemt als gevolg van maaiveldddaling is beperkt bij extreme waterstanden. Anderzijds neemt het oppervlak niet overstroomd land bij hogere waterstanden relatief juist sterk af door maaiveldddaling, wat een gevolg is van het feit dat bij dergelijke hoge waterstanden nog maar weinig niet overstroomd landoppervlak overblijft. Een wintermaximum hoger dan -0,24 NAP doet zich elke twee jaar voor, een wintermaximum van 0,05 m NAP treedt eens in de 20 jaar op.

Naast de extra afname in oppervlak van niet overstroomd land is waarschijnlijk het ontstaan van geïsoleerde eilanden door bodemdaling van groter belang. Die eilanden zijn refugia bij overstroming en kunnen vervolgens een ecologische val worden als het eiland alsnog door stijgend water overstroomd. Bedacht moet worden dat dit effect door bodemdaling dan vaak in een hele specifieke range van maaiveldhoogtes optreedt, zoals blijkt voor de kop van de Rug bij een waterstand van -0,24 cm NAP. Stijgt de waterstand in het meer verder dan zou er een hoe dan ook een eiland zijn ontstaan, ongeacht of er wel of geen sprake is van enkele centimeters bodemdaling.



Figuur 3.5 - Toename geïnundeerd gebied onder de aanname dat diepe bodemdaling leidt tot een gelijke maaivelddaling bij een waterstand van -0,40 m NAP. Uitgewerkt voor de jaren 2006, 2024 en 2050. Lichtblauw: in alle jaren geïnundeerd, donkerblauw: additionele inundatie in 2024 en 2050 t.o.v. 2006, groen: additionele inundatie in 2050 t.o.v. 2024.

3.5. Conclusies hoogtebestand en overstromingsmodel en aanbevelingen

Het standaard AHN4 hoogtebestand geeft te hoge maaiveldhoogtes. Dat doet zich vooral voor in het rietland, waarin kennelijk onvoldoende is - of kan worden - gecorrigeerd voor de opgaande vegetatie. Hiervoor is een extra correctie gedaan door uit te gaan van de minimale maaiveldhoogte binnen een blok van rastercellen van het AHN4 0,5*0,5 m DTM. Een blok van 5 bij 5 cellen (2,5 bij 2,5 m) lijkt hiervoor geschikt.

Het zo aangepaste hoogtemodel is input geweest voor een overstromingsmodel. Op basis van de kans dat een bepaalde waterstand wordt overschreden zijn voor die waterstanden overstromingskaarten gemaakt. Ook zijn overstromingskaarten opgesteld voor een situatie zonder de bodemdaling die na 2006 plaats heeft gehad en voor de verwachte situatie in 2050. Hierbij is de aanname gedaan dat diepe bodemdaling gelijk gesteld kan worden aan maaiveldddaling. Gemiddeld genomen voor alle meetpunten liggen beiden in dezelfde orde grootte. Voor een specifieke locatie gaat deze aanname niet op, dan zijn ondiepe processen als klink en zwel, vertrapping, stapeling strooisel en organische stof waarschijnlijk bepalender voor de maaiveldverandering.

Desondanks geven de overstromingskaarten inzicht in waar overstroming optreedt bij de verschillende waterstanden in het Lauwersmeer. En ook in welke delen hierbij extra worden geïnundeerd door maaiveldddaling.

De extra inundatie door maaiveldddaling is afhankelijk van de waterstand in het Lauwersmeer. Bij vaak voorkomende waterstanden is deze beperkt tot smalle randen langs de platen. Neemt de waterstand toe, dan wordt het effect groter en ontstaan geïsoleerde eilanden. Door maaiveldddaling ontstaan dergelijke eilanden iets eerder, maar als de waterstand verder stijgt is de maaiveldddaling niet meer relevant. Ook zonder maaiveldddaling zouden dan de eilanden zijn ontstaan. Bij extremere waterstanden, bijvoorbeeld wintermaxima die slechts in minder dan 10% van de jaren optreden, is het additionele effect van maaiveldddaling weer gering.

Aanbevelingen maaiveldhoogte en overstroming

Voorgesteld wordt om de bodemhoogtemetingen bij de pq's voort te zetten. Dit omdat de locaties van de hoekpunten al ingemeten worden voor het terugvinden van deze locaties. Dat houdt in dat de metingen alternerend worden uitgevoerd: het ene jaar een helft van de locaties, het andere jaar de andere helft. Net als bij het opnemen van de pq's. Additionele hoogtebodemmetingen zijn niet meer nuttig. Qua analyse wordt specifiek gefocussed op de maaiveldddaling en de daarmee gepaard gaande overstromingsrisico op de hogere en door riet gedomineerde plaatdelen in het zuiden. Dus eigenlijk een ruimtelijke selectie van de huidige analyse en dat koppelen aan de bevindingen die zijn vastgesteld voor de relatie tussen inundatiehoogte in de winter en muizenvangsten.

4. Hydrologie

René Buijs

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

4.1. Methode grond- en oppervlaktewatermetingen

In 2007 zijn grondwaterbuizen geplaatst op 11 locaties, verspreid over het noordelijk deel van het Lauwersmeergebied. In 2014 zijn aanvullend peilbuizen geplaatst op 12 locaties in het zuidelijke deel van het Lauwersmeergebied. Locaties van de buizen zijn weergegeven in Bakker *et al.* (2015), bijlagen 1 en 3. De locaties, boorstaten en technische data zijn ook op te vragen. Via 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 oppervlaktewaterteelpunten geplaatst bij de Bantswal, De Rug en de Zuidelijke Lob. Aanvullend worden meetgegevens gebruikt van twee oppervlaktewaterteelpunten van waterschap Noorderzijlvest, bij de sluizen van Lauwersoog en in de Zoutkamperril bij de Brug van Zoutkamp. In tabel 4.1 is het aantal teelpunten per deelgebied weergegeven.

Tabel 4.1. - Aantallen teelpunten voor grondwaterstand en oppervlaktewaterstand per deelgebied. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen projectteelpunten voor deze monitoring en de reguliere teelpunten 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 teelpunten plaats. Hierbij worden de geregistreerde meetgegevens verzameld en de dataloggers op functioneren gecontroleerd. Gedurende de teelpriode hebben zich aan enkele dataloggers defecten voorgedaan. Het betreft de teelpunten LA3b, RU5a, BW1a, BW8b, BW9b en ZL5B, waar door uitval teelpgegevens voor een korte of langere periode ontbreken. De defecte dataloggers zijn bij constatering voor herstel uitgenomen en na reparatie of vervanging weer zo snel mogelijk teruggeplaatst. De in 2009 geplaatste oppervlakteteelpunten zijn tijdens de strenge winter van 2009/2010 door kruiend ijs verloren gegaan en in november 2011 herplaatst. Door uitval

van de datalogger ontbreken de meetgegevens bij meetpunt ZL5B voor een deel van het meetjaar 2020. In de zomer van 2023 is de datalogger van meetpunt LA3B defect geraakt. In de loop van 2024 zijn de dataloggers van de meetpunten BW1B, BW8B en BW9B uitgevallen. 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 opengestelde, portaal worden de hydrologische data op een inzichtelijke wijze gepresenteerd.

4.2. Resultaten hydrologie

4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 - 31 december 2024

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

Tot nu toe laat het jaar 2012 de minst grote uitzakking van de grondwaterstanden in de zomerperiode zien. Het relatief droge jaar 2014 kende een sterke uitzakking van de grondwaterstand in de zomer, net als in 2017. Het jaar 2018 heeft met zijn extreem droog weer tot de grootste uitzakking van de grondwaterstand gezorgd sinds het begin van de geregistreerde metingen in 2007. In 2019 is de uitzakking minder extreem en is ook de droge periode minder langdurig dan het voorgaande jaar. Het jaar 2022 laat door de droge zomer een grotere uitzakking van de grondwaterstand zien, vergelijkbaar met 2019. In 2023 is de uitzakking geringer en met een wat langere duur in vergelijking met het voorgaande jaar.

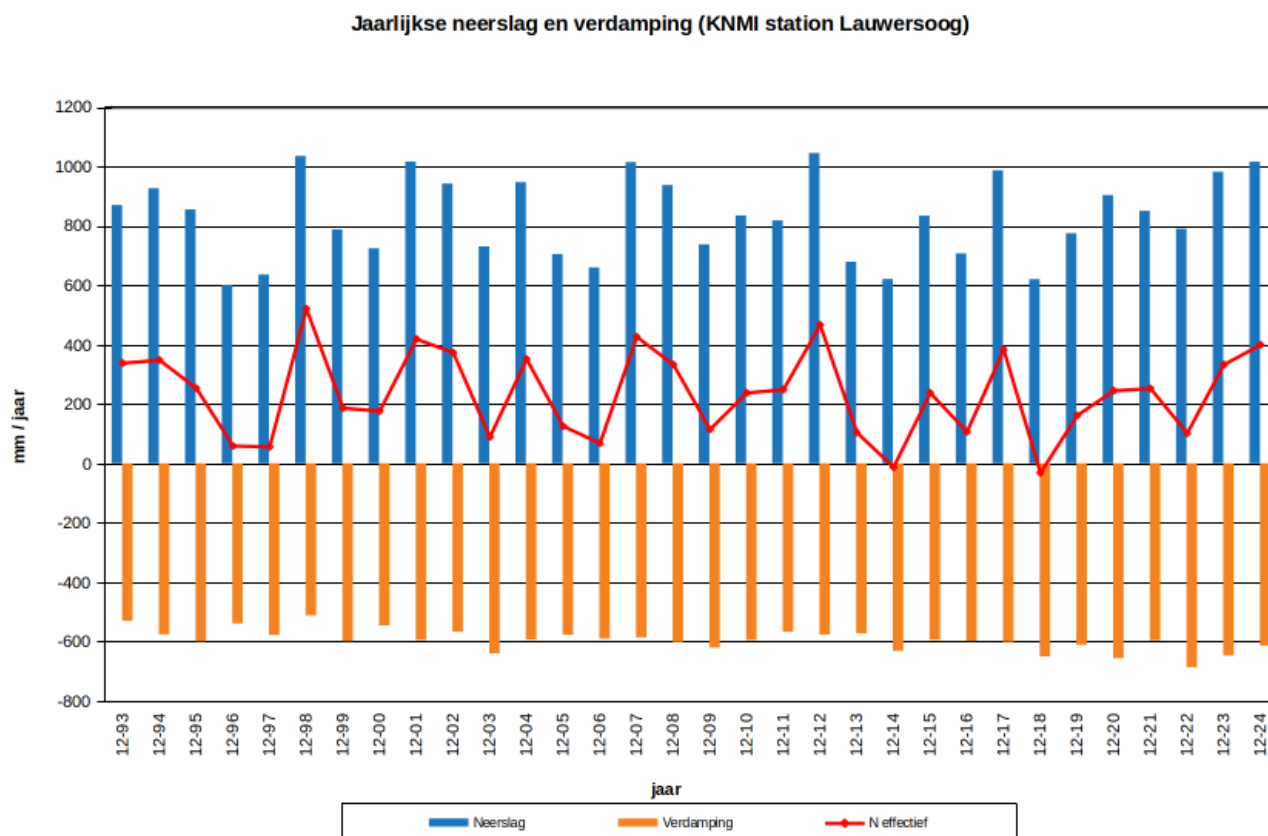
In 2024 is de uitzakking zelfs nog geringer, maar ook van kortere duur, door toedoen van een relatief natte zomer.

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 2024

Het jaar 2024 is een extreem warm, normaal zonnig maar ook zeer nat jaar geweest, landelijk gemiddeld 986 mm neerslag tegenover 795 mm normaal (bron: KNMI). In de lente en zomerperiode viel veel neerslag, met name in de tweede helft van mei en in juli. De herfst was zacht maar ook nat. De maand november was vrij nat, met zelfs plaatselijk 10 cm sneeuw in oost Groningen in de avond van 21 november.

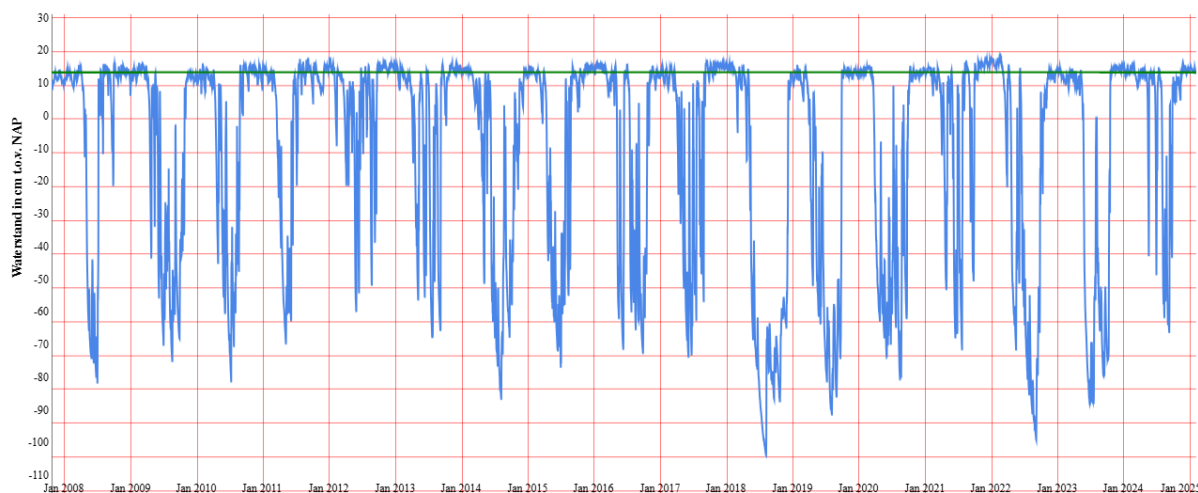
Het KNMI-station Lauwersoog kwam uiteindelijk met 1015 mm neerslag boven het landelijk jaargemiddelde uit. Er was in het Lauwersmeergebied over 2024 sprake van een effectief neerslagoverschot van 401 mm (figuur 4.1) waardoor de grondwaterstanden een fors minder grote uitzakking vertonen dan in het voorgaande jaar.



Figuur 4.1. - Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2024, 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 2024 vanaf halverwege mei, kortstondig, om daarna door toedoen van de neerslag weer tot rond en boven maaiveld te stijgen. Bij de meeste meetpunten daalt eind juni de waterstand tot ruim onder maaiveldniveau. Dan volgt een periode van peilstijging door een het begin van een natte periode in juli. In de loop van augustus zakt de grondwaterstand weer uit, met het laagste niveau rond eind augustus, begin september. Medio eind september, begin oktober stijgt het grondwaterpeil gestaag tot aan of boven maaiveld. Voor de resterende periode van het jaar blijft het grondwaterpeil hoog, zoals te zien is in het grafisch verloop van de meetpunten in het Waterweb-portaal.

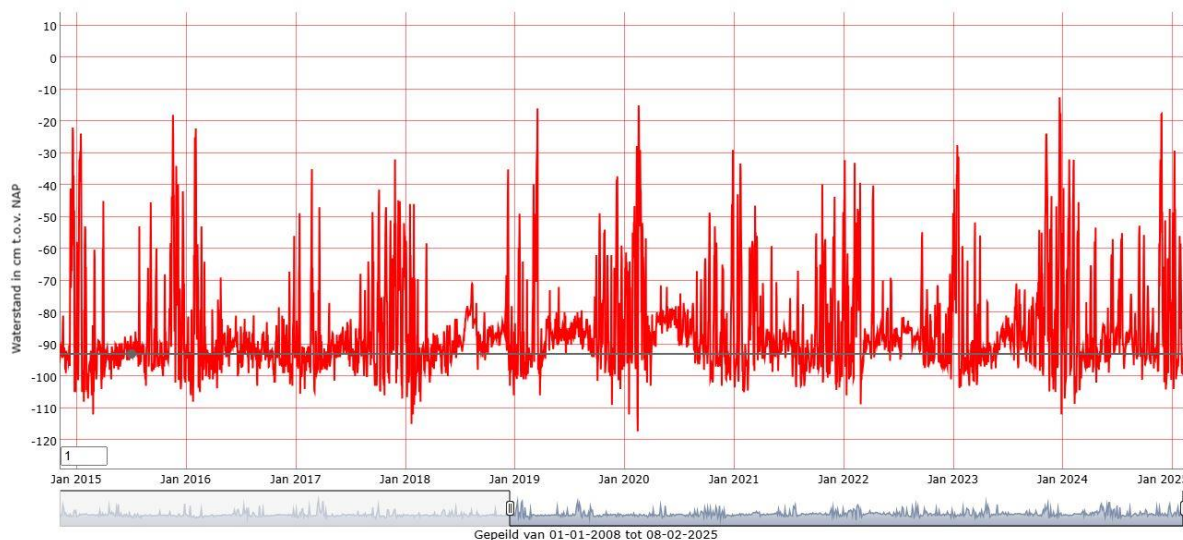
In figuur 4.2 is als voorbeeld het stijghoogteverloop voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Uit het stijghoogteverloop blijkt dat in de zomer van 2024 de grondwaterstand over een relatief geringe periode, minder diep uitzakte, in vergelijking met de voorgaande jaren 2022 en 2023. Het verloop toont enige overeenkomst met het jaar 2017 (jaar met vergelijkbaar neerslagoverschot). 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 2024 (blauwe lijn). De maaiveldhoogte is met een groene lijn weergegeven

Door de diepere uitzakking van de grondwaterstand in de zomermaanden vallen de ondiepe buisfilters tijdelijk droog. In de grafieken van het grondwaterstandverloop is dit te zien aan het ontbreken van waarden bij de ondiepe peilbuisfilters (hiaat in de lijn). Aan het grondwaterstandsverloop is te zien dat de duur van de periode waarin lagere grondwaterstanden zich voordoen (uitzakking), na 2013 is toegenomen in vergelijking tot de meetjaren ervoor. Door toedoen van de warmere en relatief drogere jaren, treden plaatselijk vaker en langduriger droge standplaatsomstandigheden op.

Om de waterstanden te bufferen in de Groninger boezem laat Waterschap Noorderzijlvest bij verwachte droge perioden extra water in vanuit van uit de beheergebieden van Wetterskip Fryslân (bij Gaarkeuken) en van Waterschap Drents-Overijsselse Delta (mond. med. J. Schenkel, WS Noorderzijlvest). Hierbij wordt voor het Lauwersmeer in deze periode 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 (rode lijn). In grijs 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, 2022 en 2023 een peil van circa -85 cm NAP is gehanteerd. Ook vallen de hoge pieken op in de voorjaars- en zomerperioden van 2024, 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 zijn gesitueerd. Bij de meetpunten die meer centraal op de platen zijn gelegen is het peilverloop minder grillig.

4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken

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

Enkele kengetallen van de tot nu toe verzamelde meetgegevens van de peilbuizen gebruikt voor monitoring zijn in tabel 4.2 weergegeven. Hierin is voor het jaar 2024 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. Gemiddeld over deze buizen bedroeg in 2024 het aantal dagen uitzakking in de zomerperiode 35,5 dagen. Ter vergelijking: in 2023 was dit gemiddeld 67,2 dagen hetgeen het natte jaar 2024 nog eens benadrukt. Zelfs bij de laagstgelegen meetpunten BP2, BP3, SP3 en SP6 is een forse afname in het aantal dagen uitzakking te zien.

Tabel 4.2. - Overzicht kengetallen meetreeksen monitoring peilbuizen Lauwersmeer voor de diepere filters. De waarden hebben grotendeels betrekking op de gehele monitoringsperiode t/m eind december 2024. Het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart t/m 30 april 2024 en uitzakking dieper dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei t/m 30 september 2024. Verklaring overige kolommen: MV = maaiveldhoogte (cm NAP), GG_NAP = gemiddelde grondwaterstand (in cm NAP), GG_MV = gemiddelde grondwaterstand (in cm -mv), HG_NAP = hoogste grondwaterstand (cm NAP), LG_NAP = laagste grondwaterstand (cm NAP), Fluctuatie = verschil tussen hoogste en laagste grondwaterstand (in cm). N.B. = Onbekend vanwege uitval van de datalogger. Opmerking: HG_NAP en LG_NAP zijn de maxima en minima gedurende de monitoringsperiode en betreffen niet de GHG of GLG..

Peilbuis	MV	GG_NAP	GG_MV	HG_NAP	LG_NAP	Fluctuatie	Inundatie	Uitzakking
BW1B	31	-26	57	33	-145	178	0	12,5
BW3B	-41	-60	19	-12	-160	148	47	0
BW8B	-12	-44	32	-2	-207	205	0	7,7
BW9B	-50	-80	30	-10	-206	196	7,2	16,1
JA3B	-41	-73	32	-31	-157	126	0	2,8
LA3B	-66	-83	17	-16	-188	172	N.B.	N.B.
RU1B	-39	-74	35	-12	-143	131	0	14,9
RU3B	14	-8	22	23	-101	124	16,3	0
RU5B	-4	-45	41	-8	-126	118	0	20,3
ZL3B	-64	-95	31	-8	-201	193	4,9	33,7
ZL5B	-44	-72	28	-7	-177	170	43,5	0
ZB2	-14	-36	22	-3	-140	137	47	0
ZB3	-12	-48	36	-1	-142	141	27,7	0
SH2	-14	-52	38	-4	-175	171	30,8	57,8
SH3	-29	-60	31	-5	-209	203	39,4	29,8
ZP1	-45	-89	44	-6	-219	213	1	50
ZP4	-58	-78	20	-5	-180	175	40,3	0
ZP5	-2	-66	64	-2	-180	178	0	71,5
BP2	-50	-80	30	-6	-211	204	47	23,1
BP3	-74	-86	12	-18	-218	201	47	0
SP1	-4	-22	18	13	-163	176	47	0
SP3	-66	-88	22	-13	-237	224	18,9	0
SP6	-65	-83	18	-13	-222	209	35,6	4,2

Door 's zomers optredende droogval bij de waterstand beneden een niveau van 80 cm -mv, ontbreken de waarden voor de ondiepe filters (A), die daarom uit het overzicht zijn weggelaten.

Bovenstaande tabel laat zien dat langdurige plas-dras situaties en inundaties (periode van meer dan een week) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2024 zich voordoet bij diverse meetpunten. De stijghoogte van het grondwater komt langdurig uit boven maaiveldniveau bij de meetpunten op Bantswal (BW3 en BW9), De Rug (RU3), Zuidelijke Lob (ZL5B), Blikplaat (BP2 en BP3), Zuidelijke Balastplaat (ZB2 en ZB3), Schildhoek (SH2 en SH3), Zoutkamperplaat (ZP4) en op de Sennerplaat (SP1, SP3 en SP6). 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 hoger uitgevallen. Dit heeft te maken met natte maanden maart en april en het feit dat de Cleveringsluizen door toedoen van de weeromstandigheden (storm) soms tijdelijk niet heeft kunnen spuien.

Het is overigens niet per definitie zo dat relatief laaggelegen 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 erboven, terwijl deze bij de lagere buizen er enkele decimeters onder ligt.

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 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 verklaart. Bij de in 2014 geplaatste peilbuizen zijn de modelresultaten minder goed: bij 6 van de 12 grondwaterbuizen ligt de verklaarde variantie onder de 70%.

Als door oppervlakkige afstroming (bij grondwaterstanden boven maaiveld) er sprake kan zijn van een niet-lineaire respons van stijghoogte op neerslag en verdamping, heeft een niet-lineair model met een grenswaarde (threshold) de voorkeur (Lehsten et al. 2011). In Menyanthes kan een dergelijk niet-lineair model worden opgesteld, maar dan alleen met verdamping en neerslag als verklarende factoren. Het gebruik van niet-lineariteit geeft, voor de meeste meetpunten, de beste modelresultaten met het hoogste percentage verklaarde variantie en de kleinste waarde voor de FPE (Final Prediction Error). De FPE is een maat voor de modelkwaliteit, gebaseerd op het Akaike's Index Criterium (AIC). In vergelijking tot de voorgaande rapportage is het percentage verklaarde variantie voor de meeste meetpunten weinig toegenomen (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 zeer gering 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. 5.1).

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.

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

2024:

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

Meetreeks	BW1B	BW3B	BW8B	BW9B	JA3B	LA3B
Prec + Evap	81,9 0,019	79,3 0,017	73,4 0,028	77,4 0,023	76,6 0,014	67,0 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	90,5 0,015	84,3 0,011	88,8 0,014	89,6 0,013	79,2 0,011	86,6 0,012
Prec + Evap + Opp.waterpeil	81,0 0,020	79,0 0,018	72,8 0,030	76,3 0,025	76,7 0,016	65,7 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	81,6 0,020	79,2 0,018	75,0 0,030	76,4 0,025	76,9 0,016	65,9 0,025

Meetreeks	RU1B	RU3B	RU5B	ZL3B	ZL5B
Prec + Evap	82,3 0,014	69,0 0,018	70,2 0,017	76,5 0,029	70,3 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	79,8 0,015	80,9 0,010	85,3 0,009	85,3 0,020	77,3 0,017
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,6 0,015	69,6 0,020	70,8 0,019	76,2 0,032	70,2 0,027
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,6 0,016	70,2 0,020	70,8 0,019	75,6 0,032	72,6 0,026

Meetreeks	ZB2	ZB3	SH2	SH3	ZP1	ZP4
Prec + Evap	65,3 0,026	81,7 0,016	74,3 0,028	67,6 0,025	78,8 0,024	73,1 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	82,5 0,016	85,1 0,013	83,9 0,020	85,0 0,015	90,9 0,023	83,3 0,017
Prec + Evap + Opp.waterpeil	64,9 0,025	82,3 0,016	74,5 0,027	67,8 0,024	76,8 0,024	71,6 0,024
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	65,0 0,025	83,1 0,016	75,6 0,027	68,3 0,024	76,9 0,024	72,4 0,024

Meetreeks	ZP5	BP2	BP3	SP1	SP3	SP6
Prec + Evap	81,5 0,015	72,8 0,024	57,8 0,021	49,9 0,015	59,8 0,027	61,0 0,016
Prec + Evap + Niet Lineariteit	91,2 0,011	90,1 0,015	84,0 0,014	74,5 0,009	77,5 0,020	61,6 0,017
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,4 0,014	72,7 0,025	57,6 0,023	50,2 0,016	56,9 0,028	60,9 0,017
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,5 0,014	72,8 0,025	57,7 0,023	50,8 0,016	56,9 0,028	60,9 0,017

4.3. Conclusie maaiveldveranderingen en grondwaterregime en aanbevelingen

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 drie 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 en 2023 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meeste meetpunten waar het model met lineaire trend gering 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.

Aanbevelingen grond- en oppervlaktewater

De hydrologische modellering in Menyanthes onderzoekt of er, gecorrigeerd voor neerslag en verdamping, een relatie is tussen grondwaterregime en maaiveld daling en waterstanden in het meer. Dit is één van de belangrijkste stappen om het effect van maaiveld daling, deels als gevolg van diepe bodemdaling, te analyseren. We stellen dan ook voor om hier mee door te gaan. Wel zijn er daarbij enkele aandachtspunten:

- Voor in ieder geval 4 grondwaterbuizen zijn automatische divers aan vervanging toe en ook een deel van de anderen lopen tegen hun eind. Doorgaan betekent in ieder geval ook het vervangen van de vier divers en twee op reserve houden.
- Modellerings met Menyanthes wordt lastiger want het programma wordt niet meer ondersteund. Dus zoeken naar alternatieven, bijvoorbeeld via tijdreeksanalyses in R.
- Er zijn nu 3 eigen oppervlaktewatermeetpunten. In de praktijk gebruiken we vaak de standen gemeten bij Lauwersoog (van Waterschap) vanwege de langere tijdreeks. We stellen voor om daarom 2 oppervlaktewater meetpunten te laten vervallen.



Addertong op De Lasten, foto: Wout Bijkerk

5. Vegetatiemonitoring

Rob Venderbos, Diana Hoekstra en Wout Bijkerk

De vegetatiemonitoring in 2024 omvatte alleen de jaarlijkse monitoring en analyse van de permanente kwadraten (pq's). In 2022 zijn daarnaast ook de transecten gekarteerd (zie Kleefstra *et al.*, 2023). Ook is er een vegetatiestructuurkartering uitgevoerd, voornamelijk ten behoeve van de correctie op de AHN4 (zie hoofdstuk 3).

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 7 zijn de opnamegegevens van de pq's uit 2024 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:

- 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;
- 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 is 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 (mondelinge mededeling 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 te krijgen, is aanvullend gebruik gemaakt van andere

vegetatieopnamen in het gebied die geen deel vormen van de set pq's uit dit onderzoek. Dat betreft vegetatieopnamen die gemaakt zijn ter onderbouwing van de vegetatietypologie van 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 1917 opnamen met in totaal 380 soorten. Hiervan waren 1629 vegetatieopnamen afkomstig uit de set pq's binnen deze monitoring.

Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen

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

- *Verrieting*: Indicator is de bedekking van Riet in de pq's;
- *Verstruiking*: Indicatoren zijn de totale bedekking van verschillende houtige plantensoorten, de totale bedekking van de struiklaag (boomlaag is hier niet relevant) en in de niet gemaaide delen, de bedekking van soorten van kruipwilstruwelen (RG *Salix repens*-*Pyrola rotundifolia*);
- *Pionierkarakter*: Indicatoren zijn het aandeel niet door planten bedekte bodem in de pq en de totale bedekking van pionier- en tredplanten.
- *Verruiging*: Indicatoren zijn het aandeel soorten van *Convolvulo*-*Filipenduletea* en droge ruigtesoorten.

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

In de voortgangsrapportage van de monitoring over 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) is de gevolgde 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, verruiging, verstruiking en pionierkarakter 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.

Volgende pagina: Tabel 5.1. - Trendmatige veranderingen in indicatoren, afgeleid uit soortensamenstelling en bedekking van groepen indicatieve plantensoorten in de pq's. Bodemdaling_06-23 per pq-locatie is de gemodelleerde diepe bodemdaling vanaf 2006 tot januari 2024 in cm (bron: NAM) overeenkomstig de meetperiode van de meeste pq's.

pq-locatie	aanvangsjaar	pionierkarakter	verrieting	verruiging	verstruiking	bodemdaling_06-23 (cm)	beheer
BW2	2007		-1			3,7	begrazing jaarrond + seizoen Legenda -2 Sterke afname -1 matige afname 0 geen trend 1 matige toename 2 sterke toename
BW4	2007					4,2	
BW5	2007					4,2	
BW20(BW6)	2007					4,1	
BW10	2007	1				5,4	
BW11	2009					4,0	
BW12	2009					3,4	
BW13	2009	-1				4,0	
BW14(BW3)	2007	-2				3,7	
BW15(BW8)	2007					5,5	
BW16(BW9)	2007					5,4	
BW17(BW1)	2007					3,6	
BW18	2010					3,3	
BW19(BW7)	2007					5,5	
LA1	2007					1,8	zomer- maaaien
LA2	2007					1,7	
LA3	2007		1			1,7	
LA4	2007					1,8	
LA5	2010	1	-1			1,8	
LA6	2010					1,7	
JA1	2007					1,7	zomer- maaaien
JA2	2007					1,7	
JA3	2007					1,7	
RU1	2007		-1		2	2,0	begrazing + seizoen
RU3	2007					2,4	
RU4	2007					2,5	
RU5	2007					2,7	
RU6	2007			1		2,8	
RU7	2009	-2			2	2,2	
RU8	2009				2	2,6	
RU9	2010		-1		2	2,0	
RU10	2010		-1			2,0	

pq-locatie	aanvangsjaar	pionierkarakter	verriëting	verruiging	verstruiking	bodemdaling_06-23 (cm)	beheer
ZL1	2007					2,3	begrazing
ZL2	2007					2,5	jaarrond
ZL4	2007	-2				3,3	+
ZL6(ZL3)	2007					2,9	seizoen
ZL7(ZL5)	2007		-1			4,1	
ZL8	2010					3,9	
ZL9	2010					3,8	
ZB1	2014		1		2	1,9	begrazing
ZB2	2014				2	2,0	jaarrond +
ZB3	2014					2,4	seizoen
SH1	2014					2,4	begrazing
SH2	2014			1		2,3	seizoen
SH3	2014			-2		2,3	
ZP1	2014					2,6	begrazing
ZP2	2014			-2		2,5	jaarrond
ZP3	2014					2,5	
ZP4	2014		1			2,4	
ZP5	2014			-2		2,9	
BP1	2014		-2	-2		2,6	begrazing
BP2	2014					2,5	jaarrond
BP3	2014		-2			2,5	
SP1	2014		2	-2		3,0	jaarrond
SP2	2014		-2	1		2,9	begrazing
SP3	2014			-2		2,8	
SP4	2014			-2		2,8	
SP5	2014		-1		2	3,3	niets doen
SP6	2014			-2		4,0	

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

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

De resultaten van de analyse zijn weergegeven in Tabel 5-1.

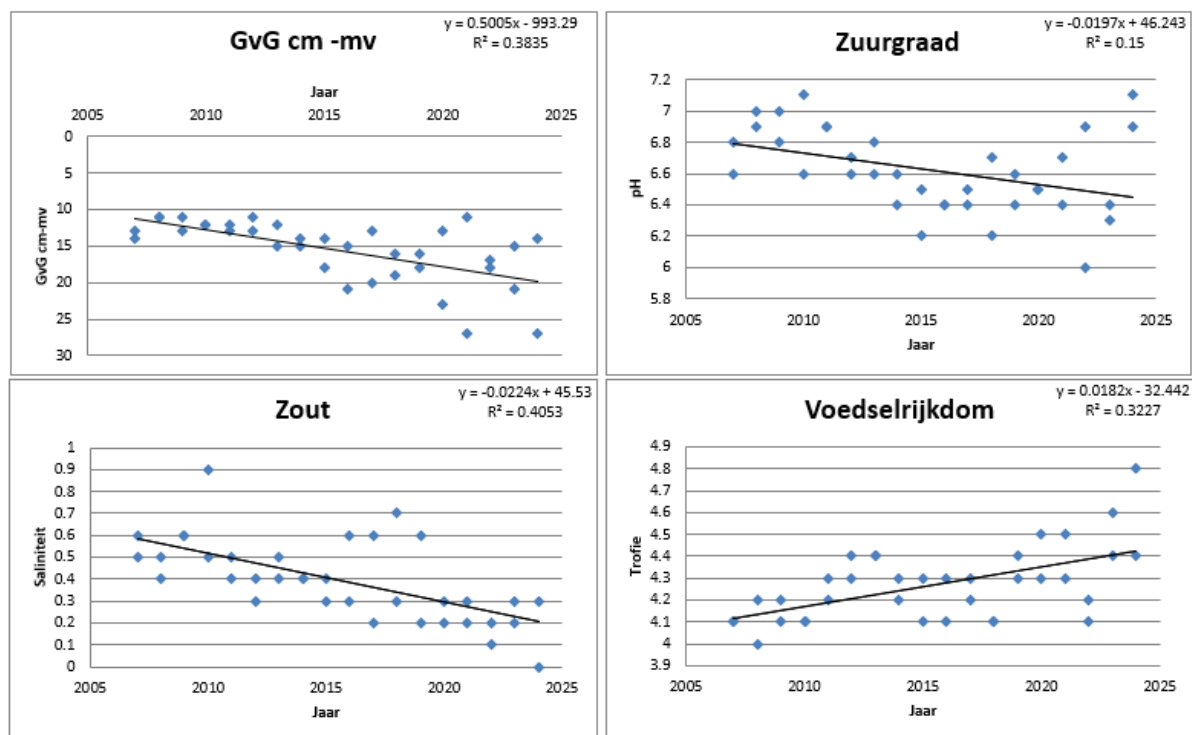
De indicaties op basis van soortgroepen verschillen voor 2024 plaatselijk van die van 2023. In het algemeen valt op dat de resultaten in 2024 zich grotendeels voegen naar de trends van voor de afgelopen droge jaren. Tussen 2023 en 2024 waren opmerkelijk minder verschillen dan tussen 2022 en 2023. Uit tabel 5-1 blijkt het volgende:

- Het pionierkarakter in de meeste pq's verandert niet. In een aantal pq's (4) 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 2024 was dit effect in vier minder pq's zichtbaar dan in 2023. In enkele pq's (2) zien we een toename van het pionierkarakter als gevolg van het opener worden van de vegetatie. Dat speelde tot vorig jaar sterk bij ZB2 op de Zuidelijke Ballastplaat. Het aandeel kale grond nam hier sterk toe als gevolg van afname van de bedekking door de moslaag (c.q. Gewoon puntmos). Gewoon puntmos bedekte in 2024 echter weer zo'n 60%;

- De meeste pq's laten geen trend zien in de rietbedekking. Van de 59 geanalyseerde pq's neemt in 10 pq's de rietbedekking trendmatig af en in 4 pq's neemt deze toe. Als de meetreeks t/m 2024 wordt vergeleken met die t/m 2023 dan vallen toch enkele zaken op: door toevoeging van het laatste meetjaar is de negatieve trend in 3 pq's nu niet meer aanwezig of verminderd. Anderzijds is ook de positieve trend in rietbedekking, die we vorig jaar op de Zoutkamperplaat nog waarnamen, nu minder duidelijk en alleen bij ZP4 nog aanwezig met een geringe toename. Daar houdt dit mogelijk verband met de verlaagde veebezetting. Op zowel het begraasde als onbegraasde deel van de Sennerplaat is de trend niet veranderd door toevoeging van een meetjaar;
- Verruiging neemt alleen licht toe in pq's op De Rug, de Schildhoek en de Sennerplaat. In pq's op de zuidelijke platen neemt de verruiging met Koninginnekruid en Duinriet vooral af als gevolg van begrazing. Dat deze afname op de noordelijke platen zich niet voordoet komt omdat deze bij aanvang van het onderzoek al nauwelijks verruigd waren. Opvallend is dat ook twee van de pq's in het noordelijke deel van de Sennerplaat het totaal aan ruigtkruiden sterk is afgenomen terwijl deze pq's in onbegraasd terrein liggen. De meeste pq's veranderen niet t.a.v. het aspect verruiging;
- De meeste pq's laten geen veranderingen zien t.a.v. verstruiking. Toch is er een aantal waar de struweelbedekking sterk toeneemt, een trend die nu sterker is naar voren komt dan in eerdere jaren. Dat doet zich vooral voor op De Rug (onderdeel van de begrazingseenheid Ballastplaat) waar vier van de negen pq's een sterke verstruiking vertonen. Deels gaat dat hier ook samen met een afname van de rietbedekking. In het oosten van de Rug (RU1) is sprake van toename van Grauwe wilg en is het structuurtype na 2015 verandert van open grasland naar struweel. RU2 mist omdat de verstruiking hier zo sterk was dat deze pq niet bereikbaar was. Bij RU7 betreft het toename van Duindoorn, Kruipwilg en Grauwe wilg en bij RU8 en RU9 neemt vooral Kruipwilg toe. Ook bij ZB1 en ZB2 is sprake van toename van de struiklaag, die hier uit Kruipwilg bestaat. Opvallend bij BW2 is dat na een sterke initiële stijging de struiklaag de struiklaag in bedekking afnam en inmiddels vrijwel is verdwenen. Bij SP5 is een sterke toename van de verstruiking te zien die hier vooral uit Grauwe wilg bestaat. Een trendmatige afname in de struikbedekking over de gehele periode is nergens waargenomen.

Uit een meerjarige studie naar de veranderingen van oeverriet rond het Lauwersmeer (Coops & Bijkerk 2021) blijkt dat in het zuidelijk deel de bedekking aan natte ruigtkruiden op de hogere oeverdelen is toegenomen ten koste van de rietbedekking. Dit wordt onder andere aan de drogere zomers van 2018 t/m 2020 geweten. Soms blijkt hierbij dat in uitgerasterde delen de ruigtkruiden sterker toenemen dan in niet-uitgerasterde delen. De pq's van het bodemdalingsonderzoek laten, uitgezonderd SP2, een dergelijke ontwikkeling niet zien: afname van rietbedekking gaat gewoonlijk niet gepaard met een toename van de ruigtkruiden. Integendeel, op de Zoutkamperplaat, de Blikplaat en de Sennerplaat neemt de bedekking aan natte ruigtkruiden in verschillende pq's grotendeels af, soms tegelijk met de afname van riet. Bij SP2 neemt de rietbedekking wel af, terwijl de bedekking van ruigtkruiden toeneemt.



Figuur 5.1.- Veranderingen in indicatiewaarden voor gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, 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.

5.1.3. 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).

Uit figuur 5-1 blijkt dat er in dit voorbeeld sprake is van een (indicatie van een) lichte trendmatige daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (-0,50 cm/jr) en van lichte daling van de zuurgraad (-0,02 pH-waarde/jr) op pq-locatie BW2. Indicatie voor voedselrijkdom vertoont sinds dit jaar een lineaire trend (0,02punt/jaar). De verandering in zoutgehalte is gering (-0,02 punt/jaar) en laat een lichte daling zien. Nadere analyse op het niveau van de verschillende plantensoorten binnen de pq laat zien dat deze veranderingen wordt veroorzaakt door:

- De afname van 'natte' soorten als Riet, Aardbeiklaver, Zilte zegge, Dwergzegge en Gewoon puntmos, en toename van de 'drogere' soorten als Groot laddermos, Gewoon haakmos, Gewone rolklaver, Speerdistel en Veldlathyrus;
- De toename van 'zure' soorten als Groot laddermos, Veldlathyrus, Gewoon haakmos en de afname van 'basenrijkere' soorten als Zilte zegge, Aardbeiklaver en Zomprus;
- Ten aanzien van zoutgehalte zijn de verschuivingen in soortensamenstelling gering. De zouttoleranter soorten als Aardbeiklaver, Zilte zegge en Zilte rus nemen af of zijn verdwenen.
- De toename van Engels raaigras en een afname van soorten van voedselarmere omstandigheden.

Op vergelijkbare wijze zijn de veranderingen in indicatiewaarden van de andere pq's 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 aan 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 aan 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 aan 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 roodtinten aangezien de waarde is uitgedrukt in cm beneden maaiveld (dus hoe groter het getal, des te lager de voorjaarsgrondwaterstand).

Uit de tabel blijkt het volgende:

Van de 59 pq-locaties geven 8 een indicatie voor verdroging en 5 een indicatie voor vernatting. In vergelijking met de meetreeks t/m 2023 is het aantal pq's met een indicatie voor verdroging afgenomen. In de meetreeksen t/m 2022 was er nog sprake van 13 pq's die verdroging indiceerden en 4 die vernatting indiceerden. Bij de meetreeks t/m 2021 was die verhouding zelfs 16:2. De recente afname van het aantal pq's dat verdroging indiceert is een gevolg van de minder droge zomers in vergelijking tot de jaren 2018 t/m 2020. Die droge zomers zorgden voor meer pq's met een indicatie voor verdroging. De vijf locaties met indicatie voor vernatting liggen op de Rug, de Sennerplaat, in het Terreintje van Juffrouw Alie en op de Zoutkamperplaat. De vernatting wordt afgeleid uit de toename van de iets 'nattere' soorten als Watermunt, Hennegrass en Koninginnekruid en afname van de relatief iets 'drogere' kruiden en mossen als Akkerdistel, Grote brandnetel, Gewoon dikkopmos en Gewoon klauwtjesmos;



Het opnemen van een permanent kwadraat, 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) 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 2024 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.

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2024				bodemdaling_06-23 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
BW2	2007	0,5		-0,02	0,02	20,5	6,6	0,2	4,6	3,7	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007			-0,22	0,01	5,0	7,5	5,2	3,9	4,2	
BW5	2007					8,0	7,0	1,5	4,2	4,2	
BW11	2007		-0,02	-0,05		8,5	6,5	0,3	4,4	4,1	
BW12	2007	0,45				16,5	6,6	0,6	4,4	5,4	
BW13	2009			-0,23		6,0	7,5	4,2	3,9	4,0	
BW14(BW3)	2009		-0,01			5,5	7,3	4,1	4,1	3,4	
BW15(BW8)	2009					9,0	7,1	2,6	4,2	4,0	
BW16(BW9)	2007					5,0	7,8	8,4	3,8	3,7	
BW17(BW1)	2007	0,52		-0,03	0,04	17,5	6,7	0,6	4,6	5,5	
BW18	2007	0,35				17,5	6,7	1,1	4,4	5,4	
BW19	2007		-0,02	0,02	0,05	22,5	6,4	0,4	5,1	3,6	
BW20(BW6)	2010				-0,03	7,0	7,3	3,9	4,0	3,3	zomermaaien
LA1	2007		-0,02			11,5	6,4	0,4	4,2	5,5	
LA2	2007	0,37	-0,02			8,5	6,6	0,2	4,4	1,8	
LA3	2007		-0,02			12,0	6,7	0,9	4,7	1,7	
LA4	2007					12,5	6,5	0,7	4,4	1,7	
LA5	2010		-0,03			17,5	6,3	0,4	4,1	1,8	
LA6	2010					12,0	6,5	0,5	4,2	1,8	zomermaaien
JA1	2007	-0,38				11,5	6,8	0,3	3,9	1,7	
JA2	2007					15,5	6,6	0,3	3,9	1,7	
JA3	2007		-0,03	0,01		18,5	6,5	0,4	4,0	1,7	begrazing jaarrond + seizoen
RU1	2007		0,02			16,5	6,5	0,1	4,5	1,7	
RU2*	2007									2,0	
RU3	2007		0,01		0,02	7,0	6,7	0,2	4,1	2,4	
RU4	2007		0,01		0,01	7,5	6,7	0,3	3,9	2,5	
RU5	2007					7,5	6,7	0,7	4,3	2,7	
RU6	2007	0,36				12,5	6,6	1,0	4,4	2,8	
RU7	2009	0,19		-0,01	0,04	12,0	6,8	0,2	4,1	2,2	
RU8	2009					8,5	6,9	0,3	4,1	2,6	
RU9	2010	-0,19		-0,19		7,0	6,5	0,3	4,5	2,0	
RU10	2010		0,02			7,5	6,7	0,6	4,3	2,0	

Legenda

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

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2024				bodemdalings_06-23 (cm)	beheer
		GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
ZL1	2007		0,02	0,07		5,0	6,7	1,1	4,4	2,3	begrazing jaarrond + seizoenen
ZL2	2007			-0,15		6,0	7,1	2,3	4,2	2,5	
ZL4	2007		-0,01	-0,31	0,03	7,0	7,0	2,3	4,3	3,3	
ZL6(ZL3)	2007					6,0	6,9	2,0	4,2	2,9	
ZL7(ZL5)	2007					10,0	6,7	0,5	4,5	4,1	
ZL8	2010					8,5	6,5	0,3	4,0	3,9	
ZL9	2010					10,5	6,7	0,4	4,5	3,8	
ZB1	2014		-0,02			6,0	6,5	0,3	4,2	1,9	begrazing jaarrond + seizoenen
ZB2	2014					8,0	6,5	0,3	3,9	2,0	
ZB3	2014			-0,02		6,0	6,4	0,0	4,3	2,4	
SH1	2014		0,05		-0,03	6,0	7,1	0,3	4,1	2,4	seizoens begrazing
SH2	2014					6,0	6,4	0,1	4,4	2,3	
SH3	2014	0,68	-0,05			13,0	6,3	0,2	4,6	2,3	
ZP1	2014			-0,10		8,0	6,9	1,7	4,3	2,6	jaarrond begrazing
ZP2	2014				-0,02	13,0	6,4	0,2	4,4	2,5	
ZP3	2014				0,03	12,0	6,4	0,3	4,9	2,5	
ZP4	2014	-0,1			0,03	5,0	6,9	0,8	4,5	2,4	
ZP5	2014				-0,03	18,0	6,6	0,7	4,6	2,9	
BP1	2014					3,0	6,8	0,4	4,7	2,6	jaarrond begrazing
BP2	2014			-0,06		6,0	6,9	1,1	4,3	2,5	
BP3	2014				0,04	4,0	6,6	0,0	4,9	2,5	
SP1	2014	-0,69	-0,01		-0,02	9,0	6,6	0,3	5,0	3,0	jaarrond begrazing
SP2	2014		-0,03	-0,02		7,0	6,6	0,3	4,9	2,9	
SP3	2014					5,0	6,7	0,5	5,0	2,8	
SP4	2014		-0,01							2,8	niets doen
SP5	2014	-0,46				8,0	6,3	0,2	4,5	3,3	
SP6	2014		-0,02			5,0	6,6	0,2	5,1	4,0	

- Vanuit de vegetatie wordt meestal een indicatie gezien voor afname van de pH, oftewel verzuring. Van de 59 pq's laten 15 een afname van de pH zien en 6 een toename. In 2023 was die verhouding 18:5, in 2022 was die verhouding 24 : 7, in 2021 was die verhouding 18 : 6, vergelijkbaar met de bevindingen van vorig jaar. Lichte toename van de pH doet zich voor op enkele locaties op de Rug, Zuidelijke lob en Schildhoek. Indicatie voor verzuring (afname pH) blijkt vooral op de pqlocaties van de Lasten, Juffrouw Alie, Bantswal, Zuidelijke lob, Zuidelijke ballastplaat en 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 hierdoor tegenwoordig grotendeels in het neutrale tot zwak zure bereik;
- De vegetatieveranderingen duiden doorgaans op een afname van het zoutgehalte. Dit blijkt onder andere op de Bantswal. In de zoute pioniervegetaties dringen soorten binnen die op een geringer zoutgehalte duiden. Slechts enkele soortenarme zoute pioniervegetaties die vrijwel alleen uit Kortarige zeekraal bestaan blijven onveranderd. Indicaties voor verzilting doen zich ook voor, bij BW19, JA3 en het sterkst bij ZL1 waar de vegetatie bestaat uit licht brakke resp. zoete overstromingsgraslanden. In deze pq nemen brakke soorten als Rode ogentroost en Moerassikkelmos toe en het zoutmijdende Puntmos af. Maar bedacht moet worden dat hier in 2024 het zoutgetal met 1,1 nog steeds laag is. Bovendien daalt het zoutgehalte in ZL1 inmiddels weer na een initiële stijging bij aanvang;

- Indicaties voor trofiegraad (voedselrijkdom) in de gemaaide delen (Juffrouw Alie, De Lasten) geen trend laten zien. In de noordelijke begraasde delen is er lokaal sprake van een lichte toename van de voedselrijkdom. Voor de jaarrond begraasde pq's op de Rug geldt dat deze trend samenhangt met afname van mossen van voedselarme (en kalkhoudende) omstandigheden zoals Sterrengoudmos, Veenknikmos en Groot vedermos en de toename van soorten van voedselrijke omstandigheden als Duinriet en Koninginnekruid. Op de jaarrond begraasde pq's van de Bantswal en Blikplaat is eveneens een lichte stijging in trofie waargenomen. Indicatie voor afname in voedselrijkdom zien we in enkele pq-locaties op de Bantswal (jaarrondbegrazing), de Zuidelijke lob (jaarrondbegrazing), Zoutkamperplaat (jaarrondbegrazing), het zuidelijk deel Sennerplaat (eigenlijk de Pompsterplaat, met jaarrondbegrazing) en op de Schildhoek (seizoensbegrazing). Er lijkt geen duidelijk verband te zijn tussen het type beweidingsbeheer en de verandering in voedselrijkdom, omdat op de Bantswal en de Zoutkamperplaat bij gelijk beheer zowel positieve als negatieve veranderingen in trofiegraad zijn gevonden. Naast stikstofdepositie, kan de verdroging van de afgelopen jaren en de daarmee gepaard gaande versterkte afbraak (zeker in kalkhoudende situaties) en mineralisatie van organische stof hebben bijgedragen aan de toename van de voedselrijkdom.

5.2. Vegetatiestructuurkartering

5.2.1. Werkwijze structuurkartering

Op basis van recente luchtfoto's uit 2023, beschikbaar via PDOK, is een vegetatiestructuurkartering uitgevoerd. In tegenstelling tot de integrale structuurkartering uit 2021 (Kleefstra et al. 2022) is dit niet gebaseerd op stereoscopisch te interpreteren luchtfoto's (waar hoogteverschillen op zichtbaar zijn) maar op basis van de beschikbare orthofoto's. Daardoor is de betrouwbaarheid van de kaart minder dan die uit 2021, vooral als het om het verschil tussen hoog en laag grasland en open rietland gaat. Ook het verschil tussen ruigtkruidenrijk en soortenarm rietland bleek op basis van de luchtfoto's moeilijk te maken omdat de foto's van vrij vroeg in het groeiseizoen waren.

Als referentie is bij deze luchtfoto-interpretatie gebruik gemaakt van structuurtypering langs 23 transecten van elk 20 meter breed verspreid in het gebied en deels overlappend met de vegetatietransecten uit de transectenkartering (zie Kleefstra et al. 2023).

5.2.2. Resultaat structuurkartering

Bij de transectkartering in het veld zijn de volgende structuurklassen gehanteerd:

Tabel 5.3. - Overzicht van de onderscheiden structuurgroepen en -typen en hun structuurkenmerken. De percentages in de 3e en 5e kolom betreffen de bedekkingspercentages door houtigen resp. door riet.

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 en pionier-vegetatie	Grasland hoog opgaand	<25	nvt	<25	j
	Droge ruigte	<25	nvt	<25	j
	Grasland laag	<25	nvt	5-25	j

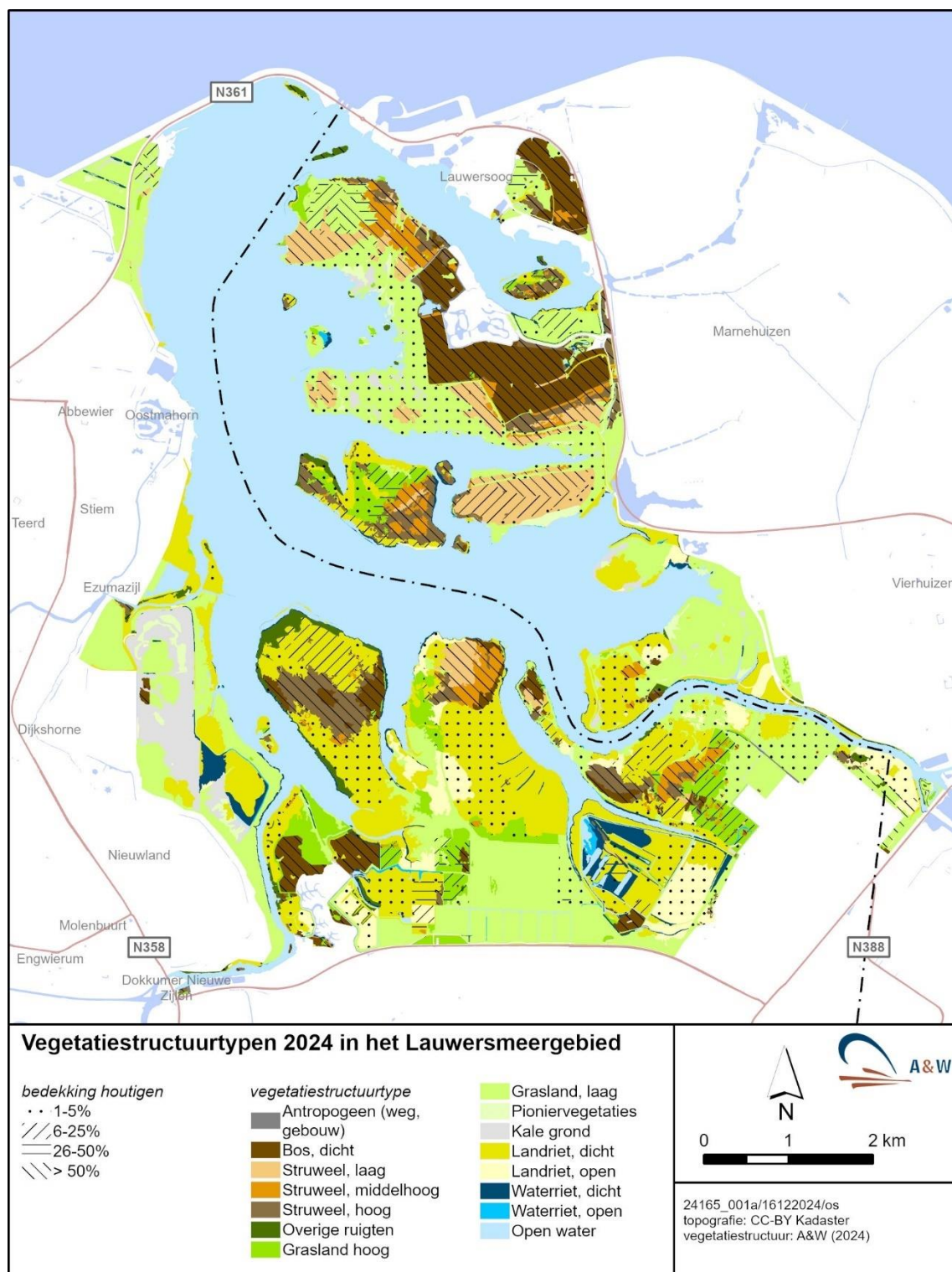
Structuurgroep	Structuurtype	Houtigen %	Houtigen Hoogte (m)	Riet %	Veg-type
Overig	Zilte pioniervegetaties	<25	nvt	<25	j
	Kaal	<25	nvt	<25	j
	Open water	<25	nvt	<5	nvt
	Antropogeen	nvt	nvt	nvt	nvt

Daarnaast is onafhankelijk van de structuurtypen de bedekking door houtige planten ingeschat in de volgende klassen: afwezig, 1-5 %, 6-25%, 26-50% en > 50%.

Dit vormde de referentie voor de structuurkartering op basis van de luchtfoto's. Bij de luchtfoto-interpretatie is in de rietlanden per eenheid een inschatting gemaakt van fragmentatie van de rietlanden als gevolg van veepadten. Dit op basis van het aantal veepadten per 50*50 m: 0-6 veepadten = ongefragmenteerd, 7-14 = matig gefragmenteerd, > 14 = sterk gefragmenteerd.

Omdat het verschil in ruigtkruidenrijk (structuurrijk) rietland en soortenarm (structuurarm) rietland op basis van de foto's niet goed te maken was, is dit onderscheid in de structuurkaart weggelaten. Het beoogde doel van deze kartering dit jaar was om op basis van vegetatiestructuur en fragmentatie vast te stellen welke grootte van het moving window de optimale correctie van het AHN4 maaiveldhoogtebestand zou geven (zie hoofdstuk 3). Daarvoor is onderscheid in ruigtkruidenrijk-ruigtkruidenarm niet nodig. Het resultaat van de structuurkartering is weergegeven in Figuur 5.2

Een analyse naar ontwikkeling in oppervlakten van structuurtypen was voor dit jaar geen onderdeel van het onderzoek.



Figuur 5.2. - Vegetatiestructuurkaart van het Lauwersmeergebied op basis van luchtfoto's 2023 en veldcontrole in 2024.

5.3. Conclusie vegetatieontwikkelingen en aanbevelingen

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. Wel is er met de data van 2024 erbij minder vaak een indicatie voor verdroging vastgesteld dan in de afgelopen jaren, wat een gevolg lijkt van een ander weerpatroon in

voorjaar en zomer. Ook de verhoging van het meerpeil in de laatste zomers zou daarbij een rol kunnen spelen, maar uit de hydrologische analyse (hoofdstuk 4) blijkt het meerpeil statistisch nauwelijks van invloed te zijn geweest op de grondwaterstanden. Een effect van diepe bodemdaling via maaivelddaling en vervolgens vernatting op de vegetatie is niet vastgesteld.

Aanbevelingen vegetatiemonitoring

Permanente kwadraten

Ondanks dat er van jaar tot jaar verschuivingen optreden in indicatiewaarde zijn dit doorgaans kleine veranderingen t.o.v. de gehele meetreeks tot dan toe voor die locatie. Voorgesteld wordt om de monitoring van de pq's voort te zetten maar de frequentie te verlagen: niet elk pq elk jaar opnemen, maar elk jaar een helft van de pq's. Een exacte verdeling wordt hiervoor nog gemaakt, maar om praktische redenen ligt het voor de hand te kiezen om dit op deelgebiedsniveau onder te verdelen.

Vegetatiestructuur

Een vegetatiestructuurkartering op basis van 2D orthofoto's is vrij moeizaam. De beste benadering zo zijn om dit op basis van stereoscopische foto's genomen in gunstig seizoen te doen. Maar dat is prijzig omdat hiervoor specifiek gevlogen moet worden. Een andere optie is om te bezien in hoeverre het AI programma Carto (ontwikkeld door Spheer) hier een eenvoudiger en goedkopere mogelijkheid toe biedt. Een validatie van de resultaten door Carto zou daarom plaats moeten vinden. Deels gebeurt dit al door de Provincie. Daar kan bij aangesloten worden. Doordat die data dan jaarlijks beschikbaar komt, kan een relatie gelegd worden tussen broedhabitat en vogelaantallen.



Een eenzame moerasmelkdistel die uittorent boven de onmetelijke rietvlakte van de Sennerplaat, foto: Wout Bijkerk

6. Broedvogels in het monitoringjaar 2024

Romke Kleefstra, Peter de Boer & Willem van Manen

6.1. Methodiek Broedvogelmonitoring

Sinds 2014 staat de broedvogelmonitoring vrijwel geheel in het teken van het onderzoek naar de effecten van bodemdaling op de Natura 2000-doelen. Met betrekking tot de winning van aardgas is in de benodigde vergunning op basis van de Natuurbeschermingswet een eis tot monitoring opgenomen, met als doel schade aan natuur in het gebied tijdig te mitigeren of te voorkomen. Hiervoor is het noodzakelijk over actuele broedvogeldata te beschikken.

In het monitoringprogramma voor de aardgaswinning (NAM 2007) worden voor de biotische monitoring van het Lauwersmeer de volgende uitgangspunten gehanteerd:

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

De monitoring in de periode 2007 t/m 2012 sloot aan op de monitoring zoals die al bijna 45 jaar in het Lauwersmeergebied werd uitgevoerd. Voor de broedvogelmonitoring vanaf 2014 is dit ook het geval, maar aanvullend is het toegespitst op integratie met de vegetatiemonitoring in het gebied (2013 was een tussenjaar waarin gebiedsdekkende inventarisaties uitbleven).

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.* (2023).

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, 2014-2024
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2024
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2024
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2024
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2024
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2024
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2024
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2024
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2024
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2024
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2024
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2024
13. De Rug	135,3	2014-2024
totaal	1293,9	



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

6.2. Resultaten broedvogelmonitoring 2024

Evenals in eerdere rapportages halen de meeste Natura 2000-soorten de instandhoudingsdoelen niet, hoewel het beeld in positieve zin verandert (tabel 6.2). Rietzanger, Snor en Blauwborst waren al enige jaren de soorten die waarvan vastgestelde aantallen instandhoudingsdoelen overschreden. Op basis van meerjarige gemiddelden in de periode 2020-24 geldt dat ook voor Roerdomp en Bruine Kiekendief. Voor de Roerdomp sluit dat aan op de landelijke trend die positief is, hoewel de onzekere gebiedstrend daar nog bij achterblijft. Voor de Bruine Kiekendief wijkt dat in positieve zin af van de neergaande landelijke trend.

Vergeleken met de landelijke trends doen Grauwe Kiekendieven en Rietzangers het in het Lauwersmeer slechter dan op landelijk niveau. Voor Grauwe Kiekendief geldt de soort na jaren afwezigheid in 2024 weer broedend werd vastgesteld. Snorren laten op gebiedsniveau een sterkere toename zien dan landelijk. Porseleinhoen, Bontbekplevier, Noordse Stern, Velduil en Paapje ontbreken als broedvogel.

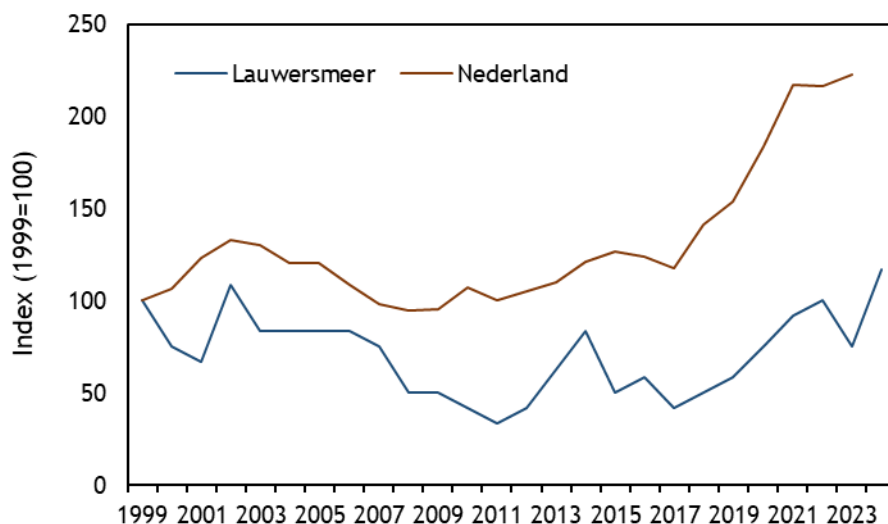
Hieronder vergelijken we de gebiedstrends van het Lauwersmeer in 1999-2024 met de landelijke trends in de periode 1999-2023 voor die Natura 2000-soorten die nog in het Lauwersmeer tot broeden komen (een index voor 2024 was op landelijk niveau nog niet beschikbaar bij het schrijven van dit rapport). Wanneer 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 2002-2024, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor zesjarige tijdsperioden de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld (laatste periode beslaat vijf jaren), alsook de aantallen territoria in 2024 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	2002-07	2008-13	2014-19	2020-24	L'meer 2024	Bant 2023	Trend LM	Trend NL
Roerdomp	10	10	5	7	11	14	0	~	+
Bruine Kiekendief	20	20	18	16	20	25	0	0	-
Grauwe Kiekendief*	4	3	0	0	0	1	0	~	+
Porseleinhoen	15	10	6	2	1	0	0	~	-
Kluut	110	84	85	42	51	45	16	-	-
Bontbekplevier	4	3	1	2	2	0	0	~	-
Kemphaan	20	4	1	1	1	1	3	~	--
Noordse Stern*	5	2	5	1	0	0	0	~	-
Velduil*	1	0	0	0	0	0	0	0	-
Rietzanger	1900	1787	2158	1863	2185	2172	4	0	+
Snor	20	21	29	44	94	114	0	++	+
Blauwborst	120	141	228	235	165	154	0	+	+
Paapje*	10	8	3	1	0	0	0	~	-

Roerdomp, 14 territoria

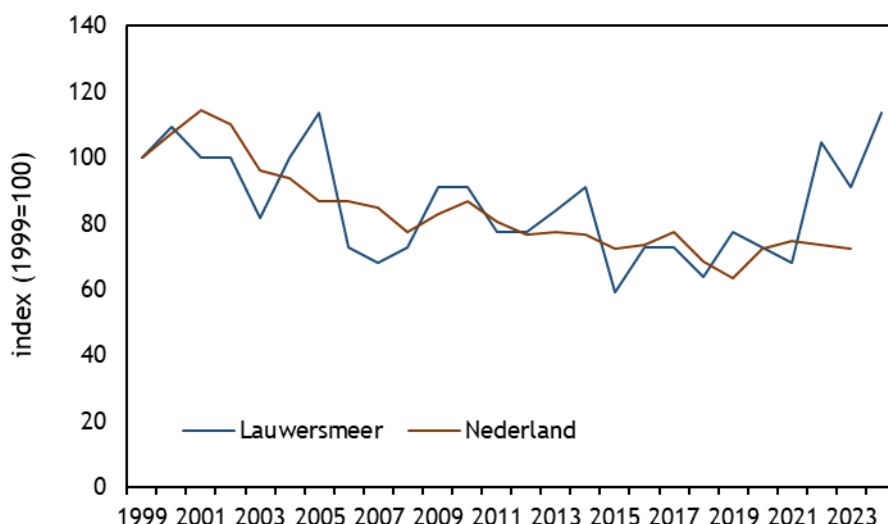
Terwijl Roerdompen landelijk toenemen, is de lange-termijntrend in het Lauwersmeer onzeker (figuur 6.2). Wel neemt het aantal Roerdompen de laatste jaren toe in het Lauwersmeer. Het aantal van 14 territoria is het hoogste sinds het begin van de Sovon-meetreeks in 1999. Alle territoria bevonden zich in natte rietlanden zonder begrazing, zoals de Pompsterplaat, Middelplaat, zuidoostpunt van de Schilhoek en het 'Roodkeelplasje' bij de kazerne. Herinrichting van de Bochtjesplaat droeg ertoe bij dat zich daar drie territoria bevonden.



Figuur 6.2. Trendindex van de Roerdomp in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Bruine Kiekendief, 25 territoria

Het aantal van 25 territoria is het hoogste aantal sinds 2005. Dat is opmerkelijk, omdat 2024 de boeken in ging als een muizenarm jaar, plus dat de landelijke trend onverminderd negatief blijft. De gebiedstrend laat sinds 1999 pieken en dalen zien, maar is door de bank genomen stabiel. Alle territoria bevonden zich in onbegrasd terrein. Een cluster bevindt zich op het eiland Schoolplein wat vrij is van grondpredatoren.



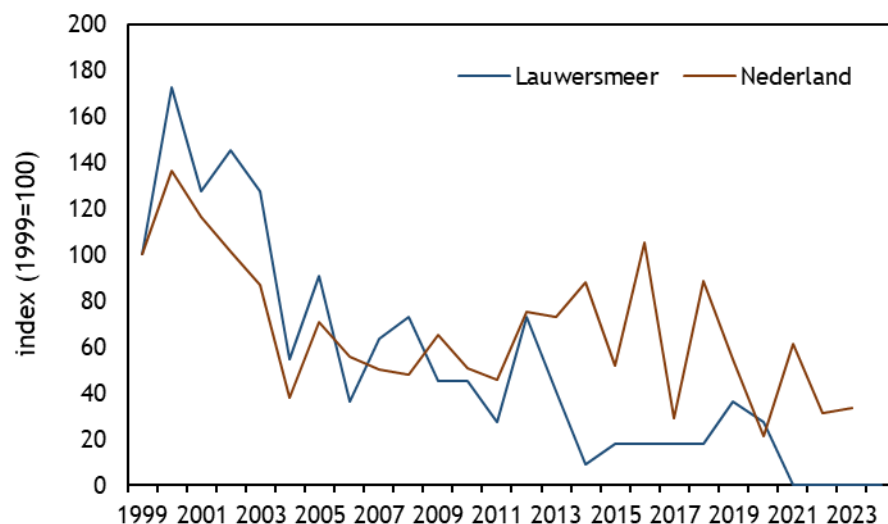
Figuur 6.3. Trendindex van de Bruine Kiekendief in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Grauwe Kiekendief, 1 territorium

Sinds 2012 ontbrak de Grauwe Kiekendief als broedvogel in het Lauwersmeer. In 2024 vestigde zich een paar in het onbegraasde deel van de Sennerplaat. Het paar was tot in juli aanwezig, wat duidt op broedsucces, hoewel waarnemingen van juveniele vogels ontbreekt.

Porseleinhoen, 0 territoria

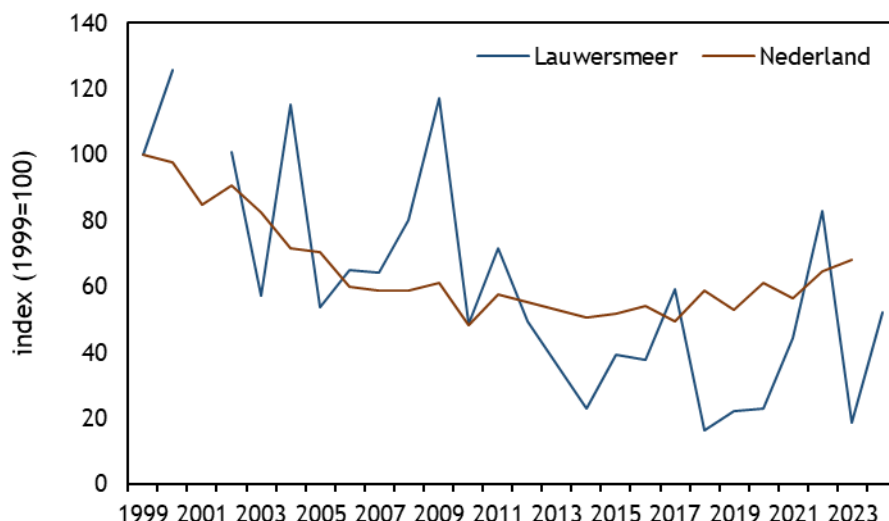
In de afgelopen vier jaar ontbreken Porseleinhoenen in het Lauwersmeer. De gebiedstrend van het Lauwersmeer is negatiever dan de landelijke trend (figuur 6.4), hoewel ook landelijk de aantallen territoriale Porseleinhoenen afnemen. Gebieden met meer dan vijf roepende Porseleinhoenen zijn tegenwoordig schaars, maar bevinden zich deels in het noorden van het land (Boele et al. 2024). Het Lauwersmeer is een opvallende ontbrekende daarin.



Figuur 6.4. Trendindex van het Porseleinhoen in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Kluut, 45 territoria

Ondanks sterk fluctuerende aantallen is de trend van de Kluut in het Lauwersmeer negatief (figuur 6.5). De landelijke trend is ook afnemend, hoewel de soort op korte termijn stabielere aantallen laat zien. In het Lauwersmeer wordt het instandhoudingsdoel al jaren niet gehaald, op een enkel jaar met piekaantallen na (2004 en 2009). Na een dip in 2023 als gevolg van droogte waren er in 2024 meer paren aanwezig, waarbij de Ezumakeeg veruit het belangrijkste broedgebied is. Aanvullend op de 45 territoria in het Lauwersmeer broedden nog 16 paren in de Bandpolder.



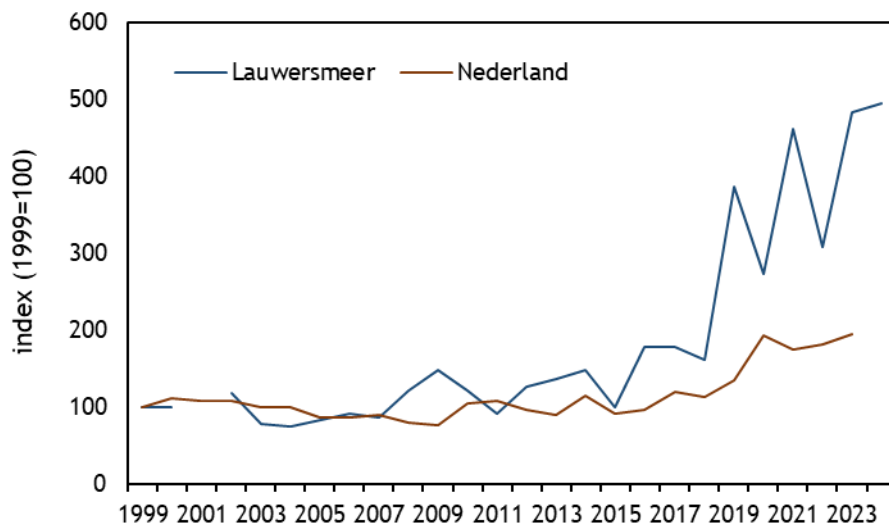
Figuur 6.5. Trendindex van de Kluut in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Kemphaan, 1 territorium

Sporadisch wordt een territorium van de Kemphaan vastgesteld in het Lauwersmeer. Voor het laatst was dat het geval in 2020. In 2024 hield zich een broedverdachte 'kemphen' op op de Bochtjesplaat. Aanvullend werden in de Bandpolder twee broedgevallen vastgesteld op basis van nestvondsten.

Snor, 114 territoria

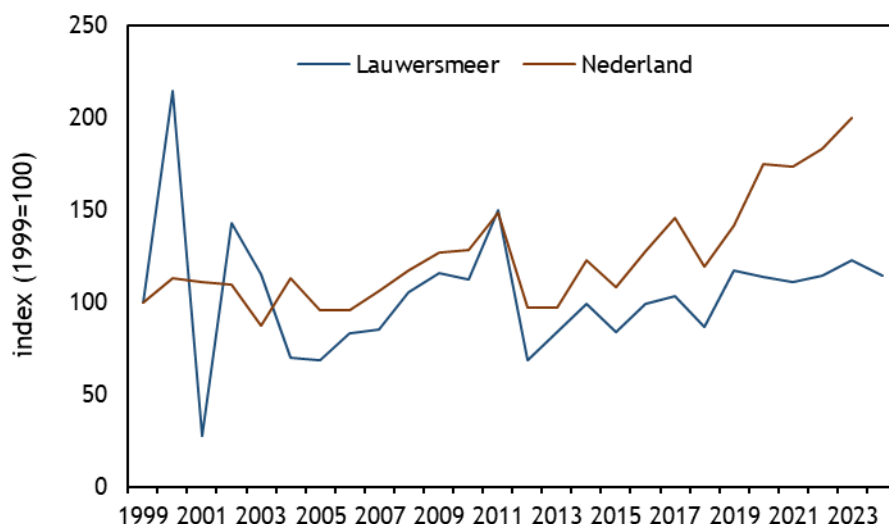
De Snor laat in het Lauwersmeer een sterkte toename zien (figuur 6.6). Deze toename is sterker dan de positieve trend die bij de Snor landelijk wordt vastgesteld. Het gros van de territoria bevond zich in onbegraasd terrein, hoewel op de begraasde delen van de Blikplaat en Schildhoek her en der nog stukken riet staan waarin zich Snorren vestigen. Van de Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer is de Snor de soort die al jarenlang het instandhoudingsdoel van 20 territoria (ruimschoots) overschrijdt.



Figuur 6.6. Trendindex van de Snor in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Rietzanger, 2172 territoria

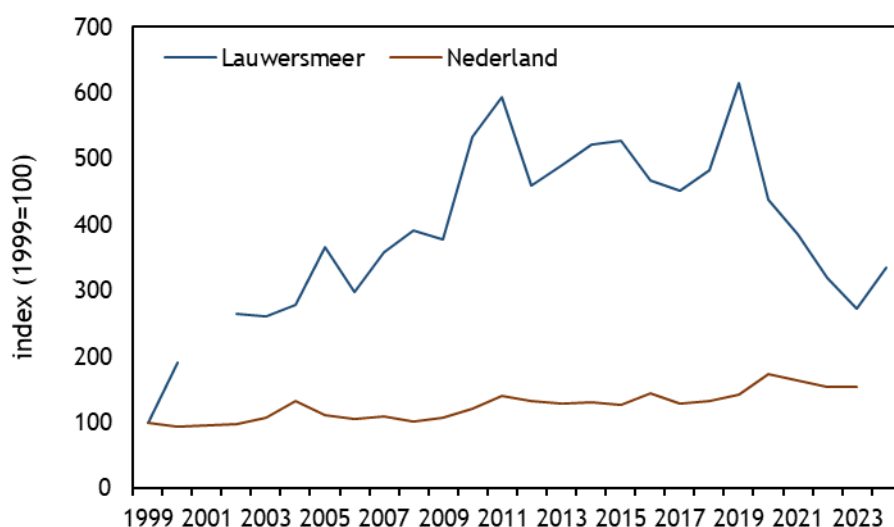
In de afgelopen 20 jaar loopt de trend van de Rietzanger redelijk in de pas met de landelijke trend (figuur 6.7), hoewel de gebiedsaantallen blijven achter bij de positievere landelijke trend. Het aantal van 2172 territoria is berekend op basis van de trendindex van Sovon en CBS, waarbij de populatieschatting van 1900 paar uit de periode 1999-2003 (tevens Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling; Sovon & CBS 2005) het uitgangspunt is. Dat komt – evenals in 2023 – redelijk dicht in de buurt van een extrapolatie van de dichtheden in de 13 proefvlakken over het hele Lauwersmeergebied, wat een totaal aantal van 2054 territoria oplevert.



Figuur 6.7. Trendindex van de Rietzanger in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

Blauwborst, 154 territoria

De afname die de Blauwborst sinds 2018 in het Lauwersmeer laat zien, werd in 2024 doorbroken. Het totaal aantal van 154 territoria ligt iets hoger dan dat van 2023 (132). Hoewel de landelijke en de gebiedstrend in figuur 6.8 sterk verschillen, zijn ze beide op de lange termijn positief. Het is echter onduidelijk waarom Blauwborsten sinds 2018 zo'n terugval in het Lauwersmeer laten zien.



Figuur 6.8. Trendindex van de Blauwborst in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2024.

6.3. Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer kwamen er in 2024 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Voor Porseleinhoen, Noordse Stern, Velduil en Paapje is dat al meerdere jaren zo. Bontbekplevier waren in voorgaande jaren wel aanwezig met gemiddeld twee territoria in de periode 2020-24. Opvallend is dat Grauwe Kiekendief en Kemphaan na jaren van afwezigheid weer in het gebied tot broeden kwamen. Daarnaast geldt voor Roerdomp en Bruine Kiekendief dat met de vastgestelde gebiedstotalen het instandhoudingsdoel wordt gehaald, iets wat jarenlang niet het geval was. Voor Rietzanger, Snor en Blauwborst voldoen de gebiedstotalen al langer aan de instandhoudingsdoelen, maar voor Kluut is dat niet het geval.

Aanbevelingen

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2025 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Ook voor de jaren erna zou continuering van de lopende

monitoring goed zijn om trends van broedvogels vast te leggen. 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. 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.



Het open landschap van Achter de Zwartten, direct noord van de Zuidelijke Lob, op 19 juni 2024. Door het natte karakter van het voorjaar en een iets verhoogd boezempeil van het meer is hier een afwisseling van stukjes land en water. Meestal ligt dit er in de loop van het voorjaar iets droger bij, waarbij er geen water tussen de stukjes land staan maar drooggevalen “wad”. Foto: Romke Kleefstra.

7. Muizen en muizen etende roofvogels in het monitoringjaar 2024

Nico Beemster, Marijke Bekkema, Wender Bil

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. Omdat de Veldmuis gemiddeld genomen in opener vegetaties voorkomt dan de Aardmuis, is deze soort over het algemeen de belangrijkste prooi-soort. Voor muizen wordt de muizencensus van oktober 2024 toegevoegd aan de dataset, waardoor nu variaties in aantallen woelmuizen uit de periode 2015-2024 kunnen worden geanalyseerd. Voor roofvogels zijn verspreidingsgegevens uit de periode november 2023 - oktober 2024 toegevoegd aan de dataset. Variaties in aantallen foeragerende roofvogels met een bekende locatie kunnen nu worden geanalyseerd voor de periode juli 2011 - oktober 2024.

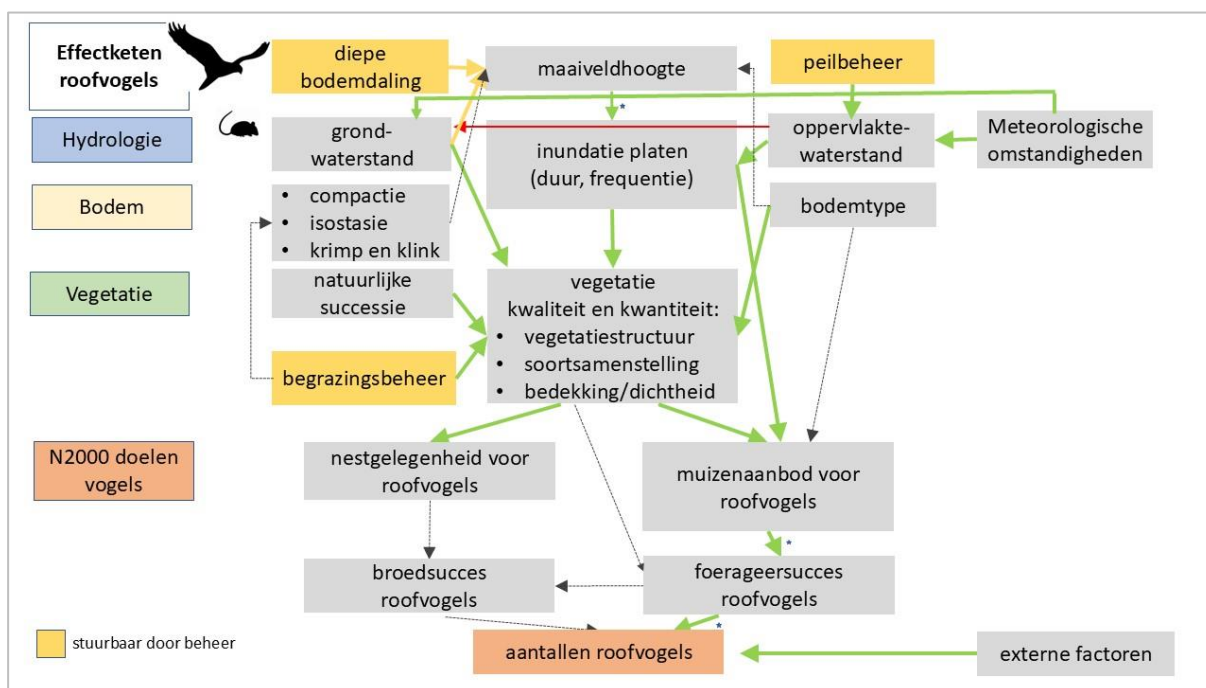
Gaswinning gaat gepaard met diepe bodemdaling, o.a. in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer. Het Lauwersmeer is een boezemmeer, waarin waterpeilverhogingen tot ruim 1.30 meter boven het streefpeil kunnen optreden. Waterpeilverhogingen in het Lauwersmeer treden op in perioden met veel neerslag en opstuwing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

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 profiteren van de aanvoer van basenrijk boezemwater met nutriënten. Omdat woelmuizen een belangrijke prooi vormen voor roofvogels (kiekendieven, Torenvalk, Ruigpootbuiszard, Buiszard) worden deze soorten mogelijk beïnvloed door de bodemdaling. Ook het voorkomen van de Velduil wordt mogelijk beïnvloed. Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil gelden daarbij als natura 2000 doelsoort voor het Lauwersmeer, waarvoor de omvang en kwaliteit van het leefgebied niet mag verslechteren. 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. Deze analyses staan in het kader van onderzoek naar de effecten van diepe bodemdaling door gaswinning op natuurwaarden in het Lauwersmeer. Indien diepe bodemdaling leidt tot maaielddaling dan werkt dit via de effectketen door op inundatiefrequentie. Het doel van de hier beschreven analyses is om de effecten op de foerageerfunctie van het Natura2000 gebied op muizen etende roofvogels in beeld te brengen, waarbij ook andere factoren de foerageerfunctie kunnen beïnvloeden.

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 beweiding 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 bodemdaling een mogelijke doorwerking kan hebben op de woelmuizenstand doordat de inundatie van de platen verandert. De effectketen is later veralgemeniseerd tot een effectketen voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren die mogelijk van invloed zijn op 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 (uit: Kleefstra et al. 2023, Beemster et al. 2024).

Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond; Oranje pijl - zwak verband aangetoond; Groene pijl - sterk verband aangetoond; maaiveldhoogte - inundatie: lagere plaatdelen zullen 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 in ieder geval tot voor kort de Veldmuis (Beemster & van Rijn 1995, Dijkstra et al. 1995, Beemster & Wiersma 2020). 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). In de afgelopen jaren lijkt de Veldmuis op de centrale platen steeds meer concurrentie te ondervinden van de Aardmuis en door die soort vervangen te worden. De vegetatiesuccessie op de hogere plaatdelen is gunstig voor de Aardmuis en ongunstig voor de Veldmuis. Hiermee is de Aardmuis waarschijnlijk een belangrijkere voedselbron geworden en de Veldmuis een minder belangrijke.

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 tijdelijk kunnen optreden, leven zij noodgedwongen bovengronds (Beemster & Vulink 2013). Wanneer plaatdelen steeds meer geïnundeerd raken, zullen de mogelijkheden om bovengronds (droog) te verblijven steeds verder afnemen. Bij een bepaalde mate van inundatie zal het onmogelijk worden om nog langer ter plaatse te verblijven en zullen woelmuizen waarschijnlijk proberen uit te wijken naar niet geïnundeerde delen van het platengebied. Omdat het optreden van inundaties in het Lauwersmeer onvoorspelbaar is, zijn waarnemingen van dit fenomeen schaars. In het najaar van 1983 is door een boer inderdaad een concentratie van enkele duizenden woelmuizen waargenomen op een hoger kopje van een plaat, dat nog net boven het water uitstak. Onze verwachting is dat een inundatie kan leiden tot een flinke sterfte onder de woelmuizen. Het effect van een inundatie op de woelmuizenpopulatie kan zich mogelijk uitstrekken tot het erop volgende najaar.

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.

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 oobossen weten populaties van Grote bosmuis en Rosse woelmuis voor een deel te overleven (Jacob 2003), kennelijk door in bomen te schuilen. Geïnundeerde gebieden worden in de daaropvolgende zomer vanuit niet-geïnundeerde gebieden langzaam maar zeker weer door Veldmuizen gekoloniseerd (Jacob 2003, van Wijnhoven et al. 2005, 2006). Hierbij worden dichtbij gelegen gebieden (0-30 meter) sneller gekoloniseerd dan verder weg gelegen gebieden (>30 meter) (van Wijnhoven et al. 2006). In vergelijking met het Lauwersmeer, waar herkolonisatie soms over afstanden van 1-2 km moet plaatsvinden, zijn dit relatief geringe afstanden. De Veldmuis wordt door van Wijnhoven (et al. 2006) gekarakteriseerd als een "geleidelijke, door dichtheid geïnduceerde koloniseerder". Voor de op de Veldmuis gelijkende 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. Torenvalk en Buizerd jagen vooral in kortgrazige vegetaties, Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd jagen bij voorkeur in wat meer structuurrijke vegetaties, waar de muizen dichtheid gemiddeld genomen hoger is (Beemster & van Rijn 1995, Beemster & Vulink 2013). Grauwe kiekendief en Velduil nemen een intermediaire positie in (Beemster & Wiersma 2020). Onder plasdrasse 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). Onze verwachting is daarom dat roofvogels op de korte termijn (tot enkele dagen na de inundatie) van een inundatie kunnen profiteren. Op de langere termijn (tot vele maanden na een inundatie) zullen roofvogels, door sterfte van muizen, naar verwachting juist nadeel ondervinden van de inundatie.

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

7.2.1. Doel en hypothese

Bij het begin van het onderzoek aan woelmuizen en muizen etende roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer in 2015 is de wens uitgesproken om hun aanwezigheid voor een periode van jaren in ruimte en tijd vast te leggen. Bij een voldoende grote dataset zou vervolgens geanalyseerd worden in welke mate variaties in aantallen verklaard kunnen worden door waterpeilvariaties in de boezem.

Destijds is de verwachting uitgesproken dat voor de aanwezigheid van woelmuizen en muizen etende roofvogels op de platen van het Lauwersmeer zowel het maximum waterpeil tot dan toe in het winterseizoen zelf van belang (dus vanaf 1 juli) als ook het maximum waterpeil in de voorgaande winter. Het maximale waterpeil tot dan toe in het winterseizoen (vanaf 1 juli) 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, vooral als het waterpeil op de teldag hoger is dan eerder in de winter is bereikt. Het optreden van hoge waterpeilen is echter zeer onvoorspelbaar. Al met al kan met behulp van deze gegevens vastgesteld worden of bodemdaling door gaswinning een effect heeft op het aanbod van woelmuizen en daarmee op muizen etende roofvogels.

7.2.2. 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, die bij de start van het onderzoek zijn opgesteld, 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 foeragerende roofvogels?
- Wat zijn de effecten van inundatie op de verspreiding en talrijkheid van foeragerende roofvogels later in die winter?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van foeragerende roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter?
- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling ingrijpt op het voorkomen van roofvogels?

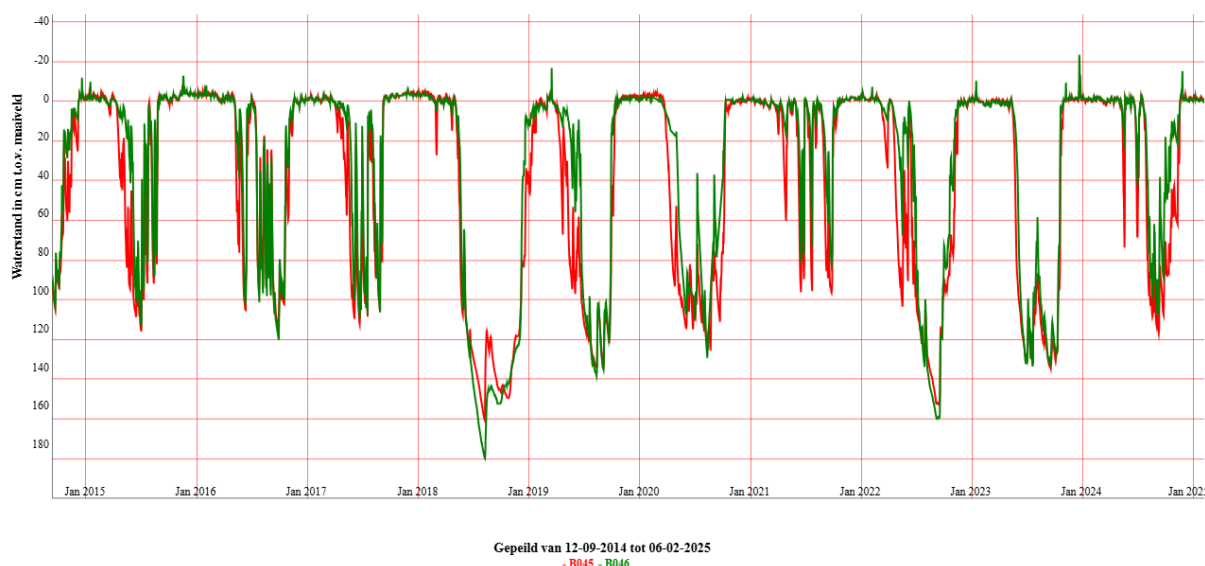
Ook andere factoren dan inundatie door boezempeilverhoging kunnen mogelijk een effect hebben op de aanwezigheid van woelmuizen en daarmee roofvogels. Hierbij moet met name gedacht worden aan neerslag en verdamping (o.a. Wymenga *et al.* 2022), die van invloed zijn op grondwaterpeilverloop op de platen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

Na tien jaar is de dataset groot genoeg om het effect van maximum waterpeil in de winter op het aanbod van woelmuizen (in de herfst erna) en muizen etende roofvogels (in de zomer erna) te analyseren.

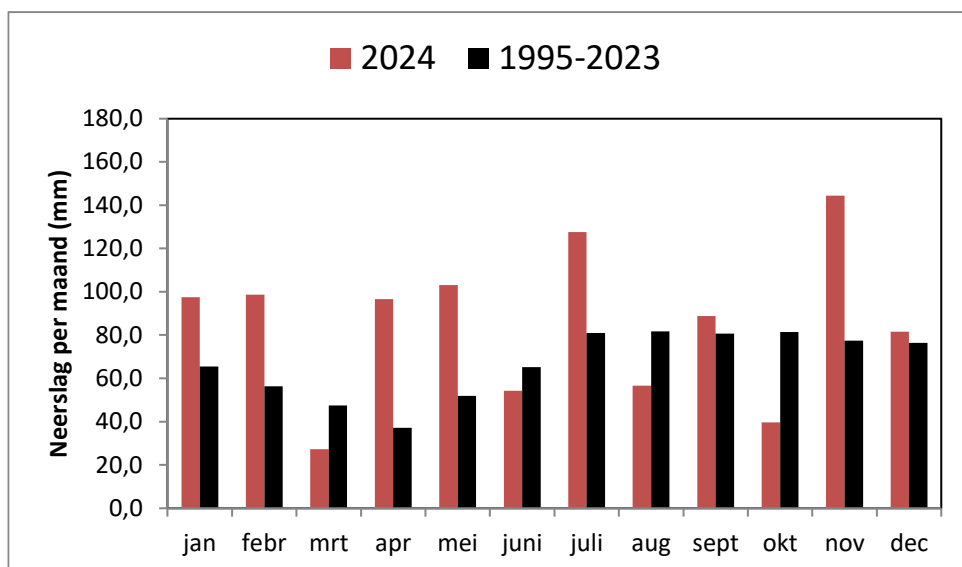
7.3. Methode

7.3.1. 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). Het jaar 2024 was een zeer nat jaar, in totaal viel er meer dan 1000 mm neerslag. De maanden januari-februari, april-mei, juli en november waren veel natter dan normaal (figuur 7.3). De laatste drie maanden van 2023 waren ook al veel natter dan normaal, zodat er een lange zeer natte periode was van oktober 2023 tot en met juli 2024.

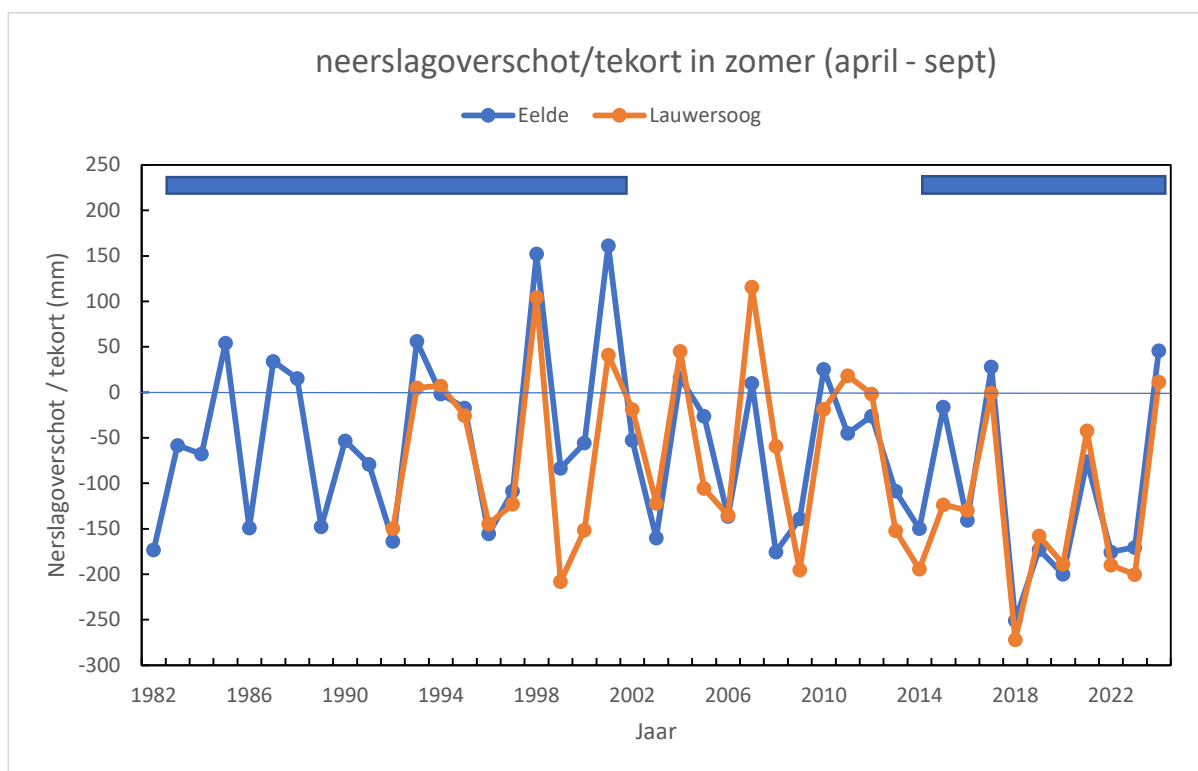


Figuur 7.2. Verloop van het grondwaterpeil op de locaties BO45 (rood) en BO46 (groen) op het hoge deel van de Schildhoek in de periode januari 2015 - december 2024. Voor de ligging van de locaties zie bijlage 4.

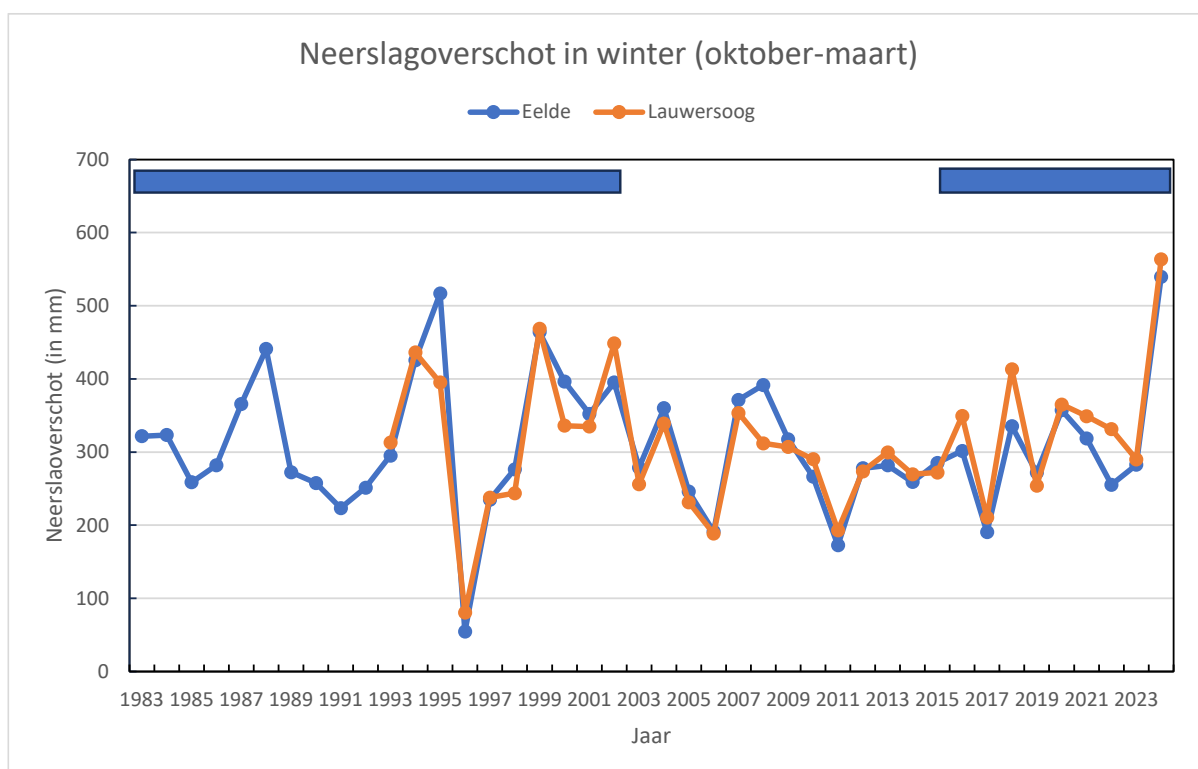


Figuur 7.3. Neerslag per maand (in mm) in Lauwersoog in 2024 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2023.

De mate waarin de platen in het zomerhalfjaar opdrogen kan, behalve door het verloop van het grondwaterpeil (slechts beschikbaar vanaf oktober 2014) 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, 2015-2023). In het winterhalfjaar bestaat over het algemeen een neerslagoverschot (figuur 7.5). Opvallend in de figuur is vooral de zeer droge winter van 1995/1996 en de extreem natte winter van 2023/2024.



Figuur 7.4. Neerslagoverschot / -tekort in de maanden april - september op de meetlocaties Lauwersoog en Eelde in de periode 1982-2024. 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 2015-2024 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.



Figuur 7.5. Neerslagoverschot in de winter (oktober - maart) op de meetlocaties Lauwersoog en Eelde in de periode 1982/1983-2020/2023. Het neerslagoverschot van meetlocatie Lauwersoog is pas beschikbaar vanaf 1991/1992, daarom zijn ook de gegevens van meetlocatie Eelde toegevoegd. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2024 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

7.3.2. Waterpeilverloop in de boezem

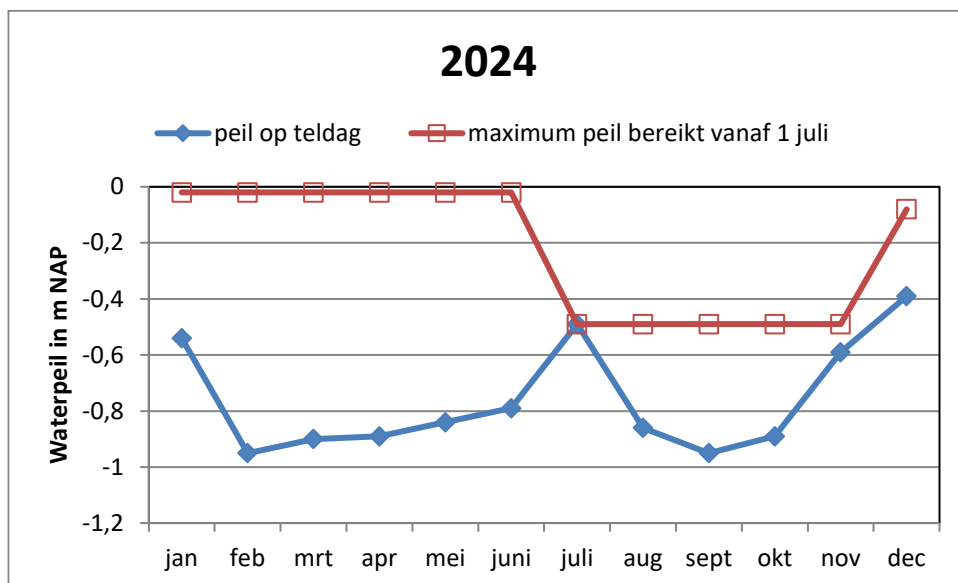
Het waterpeil van de boezem in het Lauwersmeer wordt elk kwartier op vier locaties gemeten (Lauwersoog, Zoutkamp (2x) en Dokkumer Nieuwe Zijlen; tabel 7.1). Tussen locaties bestaan soms aanzienlijke verschillen in het maximum bereikte waterpeil per winter: de maxima van Lauwersoog en Dokkumer Nieuwe Zijlen komen redelijk overeen, die van Zoutkamp zijn wat hoger. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt door opwaaiing. 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 bij Zoutkamp liggen enkele honderden meters van elkaar verwijderd.

Uit het waterpeilverloop bij Lauwersoog in de periode 2011-2024 is zowel het maximum waterpeil op de maandelijkse teldagen als het maximum waterpeil tot dan toe op de teldagen per winterhalfjaar (vanaf 1 juli) afgeleid. In bijlage 8 worden de waterpeilgegevens op de teldagen in 2024 weergegeven. Op de teldagen in januari, juli, november en december 2024 was sprake van een verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 7.6). Vooral het hoge waterpeil in de zomermaand juli was bijzonder. Het maximaal bereikte waterpeil in de winter 2023/2024 was relatief hoog en al bereikt in december 2023 (tabel 7.1).

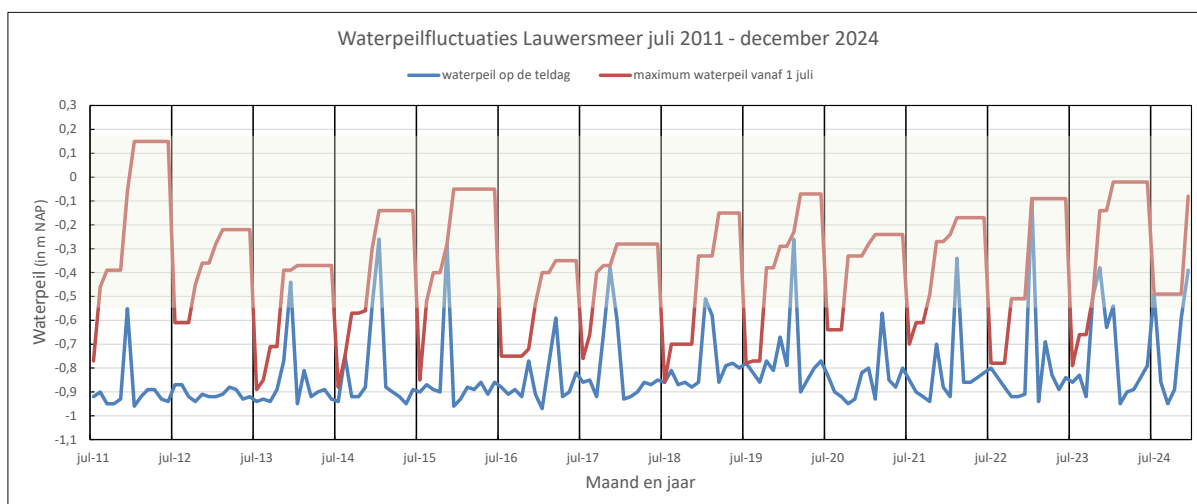
Figuur 7.7 laat het maximum waterpeil in het Lauwersmeer op de maandelijkse teldagen van roofvogels en het maximaal bereikte waterpeil op de teldagen per winterhalfjaar (vanaf 1 juli; locatie Lauwersoog) zien in de periode juli 2011 – januari 2024. Met de groene band wordt de range van maaiveldhoogtes van de bemonsterde muizenraaien weergegeven.

Tabel 7.1. Het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op vier locaties in de periode 2010/2011 - 2023/2024 (de gegevens uit de winter 2024/2025 zijn voorlopig en hebben betrekking op de periode tot en met 31-12-2024).

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
2010-2011	-0,32	-0,21	-0,19	-0,22
2011-2012	+0,15	+0,40	+0,27	+0,24
2012-2013	-0,22	-0,14	-0,15	-0,23
2013-2014	-0,37	-0,33	-0,36	-0,34
2014-2015	-0,14	0	-0,05	-0,11
2015-2016	-0,05	-0,04	-0,01	-0,03
2016-2017	-0,35	-0,25	-0,27	-0,36
2017-2018	-0,28	-0,14	-0,15	-0,31
2018-2019	-0,15	-0,06	-0,06	-0,11
2019-2020	-0,07	-0,06	-0,05	-0,09
2020-2021	-0,24	-0,23	-0,25	-0,22
2021-2022	-0,17	-0,13	-0,13	-0,15
2022-2023	-0,09	-0,10	-0,07	-0,05
2023-2024	-0,02	+0,06	+0,11	+0,02
2024-2025	(-0,08)	(-0,08)	(+0,03)	(+0,05)
Gemiddelde 2010-2011 - 2023-2024	-0,17	-0,09	-0,10	-0,14

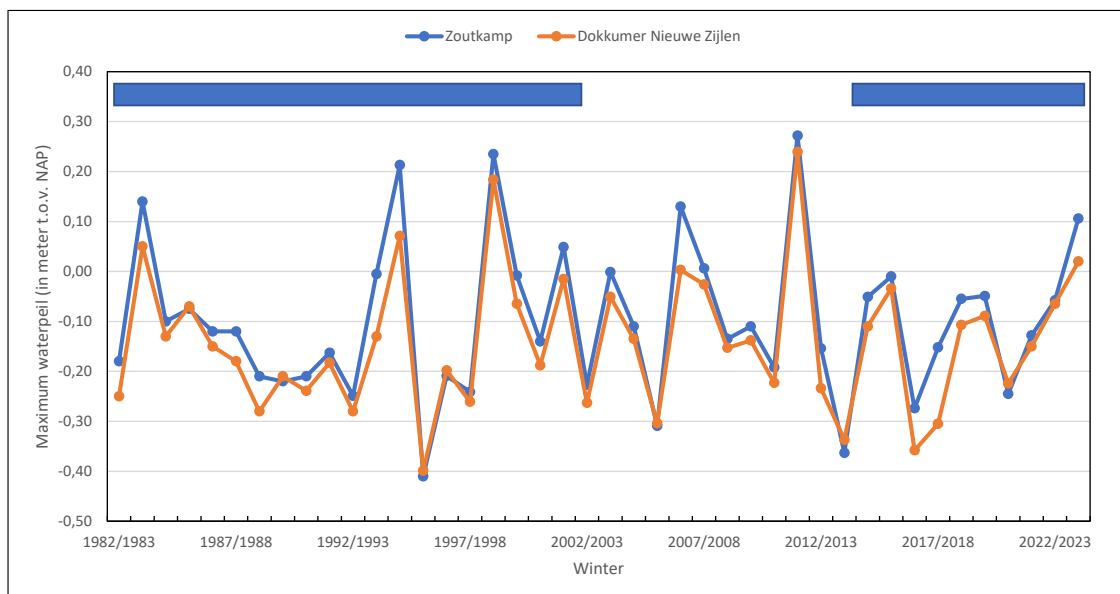


Figuur 7.6. Het maximum waterpeil in het Lauwersmeer op de maandelijkse teldagen van roofvogels in 2024 en het maximaal bereikte waterpeil op de teldagen in 2024 vanaf 1 juli (locatie Lauwersoog). Op de telling van juli 2024 vond een voor die maand relatief hoog waterpeil plaats, een waterpeil dat pas na de telling van november voor het eerst werd overschreden.



Figuur 7.7. Het maximum waterpeil in het Lauwersmeer op de maandelijkse teldagen van roofvogels en het maximaal bereikte waterpeil op de maandelijkse teldagen vanaf 1 juli per winterhalfjaar (locatie Lauwersoog) in de periode juli 2011 - januari 2024. Met de groene band wordt de range van bodemhoogtes van de bemonsterde muizenraaien weergegeven.

In figuur 7.8 is het maximale waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar weergegeven voor de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2023/2024. Het maximale 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 maximale waterpeil is op locatie Zoutkamp gemiddeld iets hoger dan op locatie Dokkumer Nieuwe Zijlen, vooral bij extreem hoge waterpeilen. Opwaaiing van water speelt hierbij waarschijnlijk een rol. In de onderzoeksperiode 2011/2012 - 2023/2024 kwamen de hoogste waterpeilen (boven 0 NAP) voor in de eerste winter (2011/2012) en de laatste winter (2023/2024).



Figuur 7.8. Het maximale waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2023/24 (gegevens Wetterskip Fryslân). Het maximale waterpeil in 2023/24 is nog voorlopig. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2024 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

7.3.3. Muizenbemonstering

De muizenpopulatie wordt vanaf 2015 jaarlijks op een aantal vaste locaties in het platengebied bemonsterd met inloopvallen (*life traps*) (figuur 7.9). De muizencensus in 2024 vond plaats in de periode 10-17 oktober. De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweidings, seizoensbeweidings in combinatie met jaarrondbeweidings). Over het algemeen zijn muizenraaien uitgezet op het hoogste deel van te bemonsteren platen. 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.). De bodemhoogte van de muizenraaien is in 2020 ingemeten en binnen de analyse wordt aangenomen dat dit gedurende alle jaren gelijk is gebleven. Op de Rug bleek de omgeving van de muizenraaien in oktober 2024 onverwacht door Staatsbosbeheer te zijn gemaaid. Muizenraai Rug 1 is op de (gemaaide) locatie gehandhaafd, muizenraai Rug 2 is verplaatst naar een vergelijkbare (ongemaaide) locatie in de directe omgeving (zie figuur 7.9). Op deze manier zijn zowel metingen gedaan op de originele locatie als onder de originele omstandigheden.

Alle vanglocaties zijn lopend te bereiken. De looptijd vanaf wegen of paden is soms aanzienlijk (20-50 minuten). De muizenraaien op de Schildhoek en Pampusplaat liggen in een gebied met seizoensbeweidings, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in een gebied met een combinatie van seizoensbeweidings en jaarrondbeweidings (figuur 7.10). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweidings vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrond beweidde platen is verder van belang dat muizenvallen 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 hier, zoals eerder vermeld, van afgeweken (figuur 7.9).

De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 10 t/m 13 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 14 oktober zijn de vallen aan het begin van de avond 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.

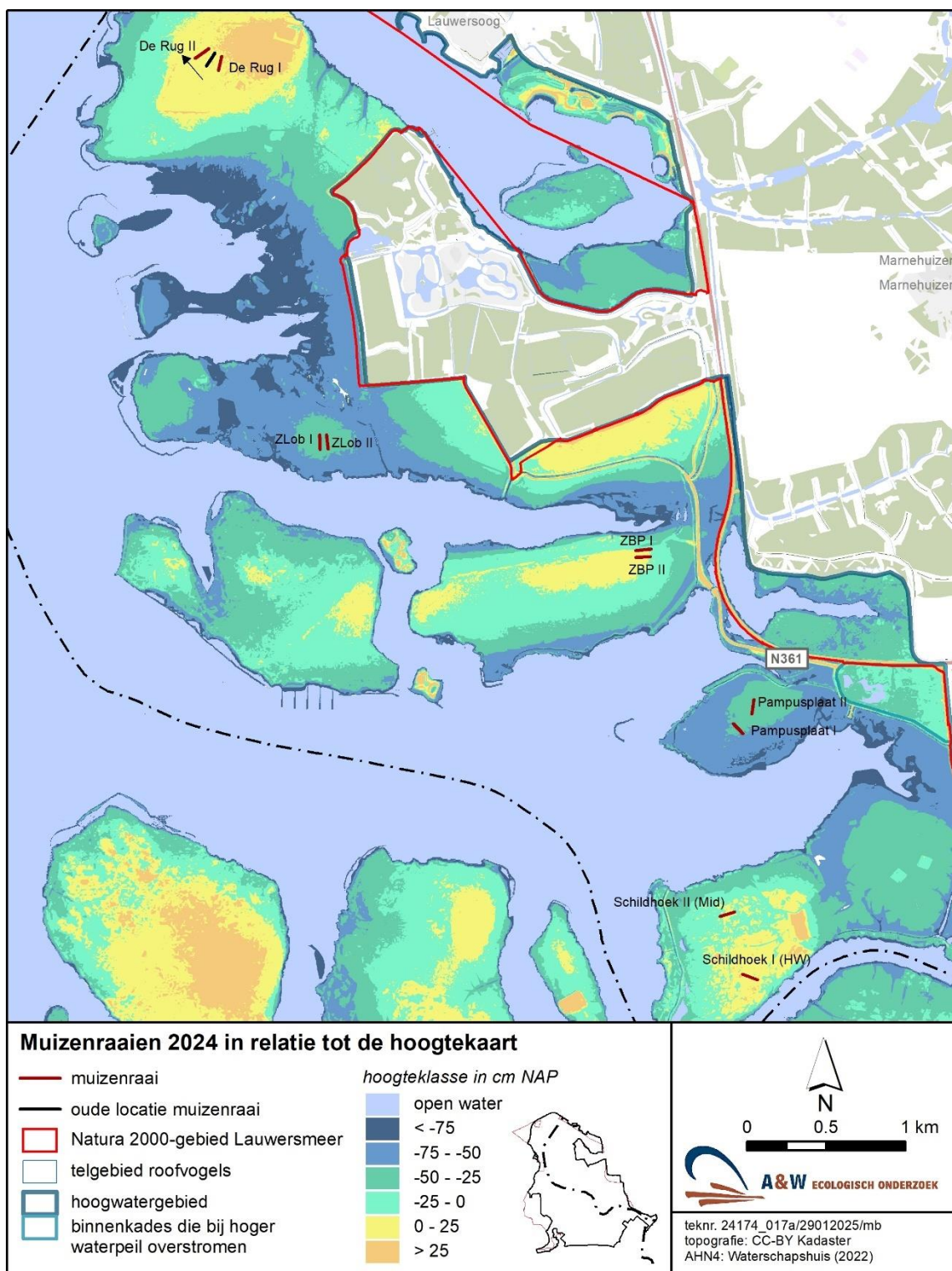
De vijfde en laatste controleronde was in de ochtend van 17 oktober. In totaal is dus gedurende drie nachten en twee dagen gevangen. De muizencensus heeft geresulteerd in $10 \text{ (stations)} * 2 \text{ (vallen)} * 3 \text{ (valnachten)} = 60 \text{ valnachten per vangraai}$.

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

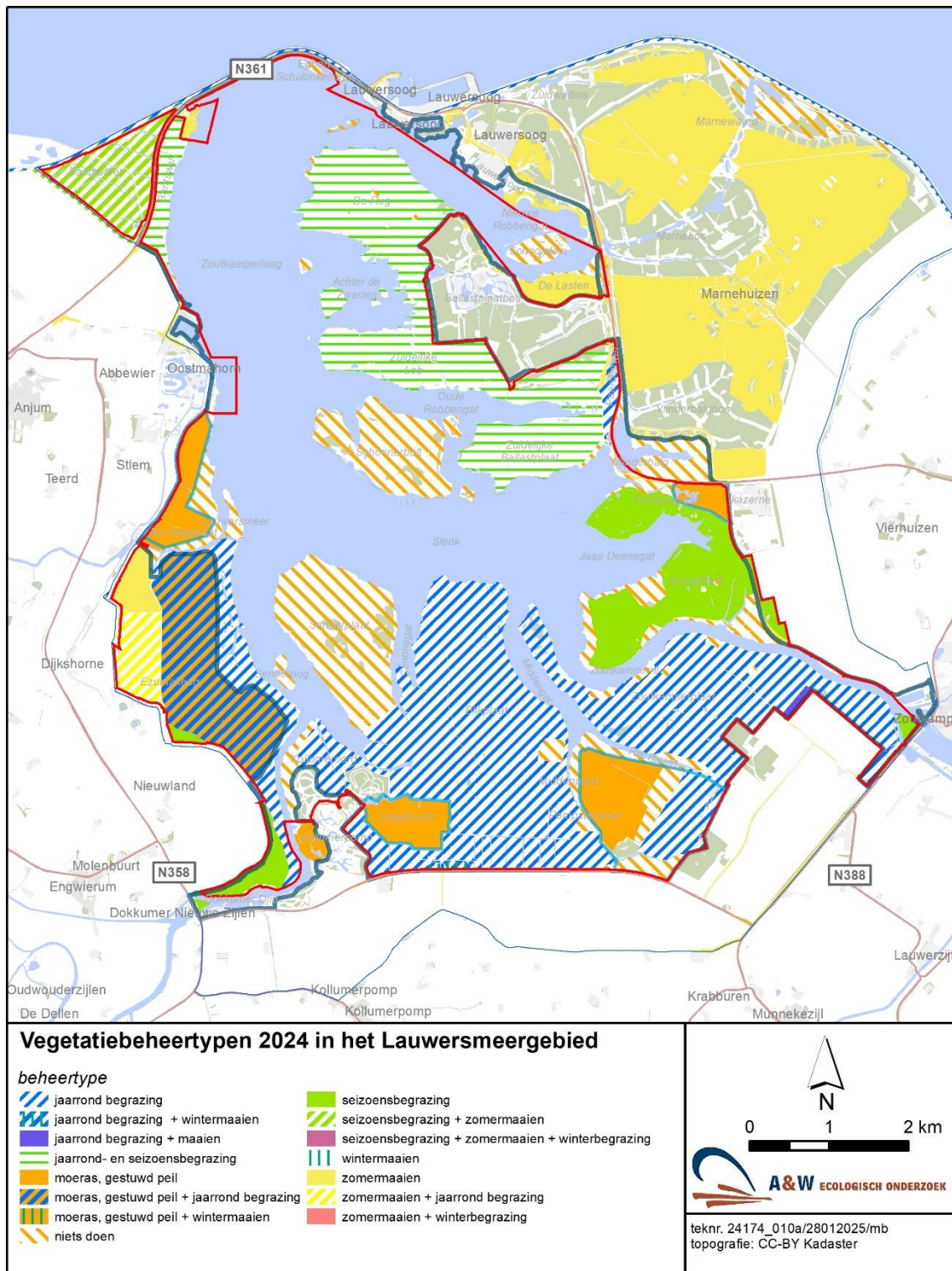
De muizenindex wordt gedefinieerd als het aantal vangsten per 100 valnachten. Deze index kan worden vergeleken met de resultaten van eerdere muizeninventarisaties. Van de muizencensus in oktober 2024 is deze index bekend voor alle muizensoorten. De individuele muizenindex is het aantal individuele muizen (dus de gevangen aantallen zonder de reeds gemerkte exemplaren) dat is gevangen per 100 valnachten. Ook deze individuele muizenindex kan worden vergeleken met de resultaten van eerdere muizeninventarisaties. Deze index is alleen bekend voor woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis). Bij de statistische analyse in dit rapport wordt uitgegaan van de ruwe data.



Hoog water in rietvegetatie. Foto: Nico Beemster



Figuur 7.9. Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in 2015-2024 met als achtergrond de hoogtekaart (AHN4). De locatie van muizenraaien Rug 1 en 2 bleek tijdens de muizencensus in 2024 kort daarvoor te zijn gemaaid. Locatie Rug 1 is op de gemaaide locatie gehandhaafd, locatie Rug 2 is verplaatst van de gemaaide locatie (in zwart) naar een ongemaaide locatie (in rood).



Figuur 7.10. Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2024. Veranderingen in beheer die in september 2024 hebben plaatsgevonden zijn niet aangegeven.

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

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 2023 - oktober 2024 is afgelopen maanden 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). Bij een laag aanbod van woelmuizen in de winter kunnen ook Blauwe kiekendieven meer op vogels gaan jagen (o.a. Van Boekel & Jansen 2022).

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). Uit overwegingen van tijdsbesparing zijn voor de Buizerd, een soort die bijna de helft van alle roofvogelwaarnemingen uitmaakt, in de periode juli 2011-december 2014 alleen biddend jagende vogels gedigitaliseerd.

7.3.5. 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, die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2024 is gemaakt (figuur 5.2).

7.4. Analyse

Om de invloed van inundatie op de aantallen woelmuizen vast te stellen is een modelanalyse van de metingen uit de periode 1983-2001 en 2015-2024 uitgevoerd. Vanwege het verschil in ecologie en populatiedynamiek van Aardmuis en Veldmuis zijn deze soorten binnen deze analyse los van elkaar bekeken. Voor de periode 1983-2001 is het aantal Aardmuizen echter dusdanig laag dat hier geen statistiek op kan worden toegepast. Voor de eerste periode is dan ook alleen naar de aantallen Veldmuizen gekeken. De twee perioden (1983-2001 en 2015-2024) zijn ook afzonderlijk van elkaar geanalyseerd vanwege het verschil in meetmethode, waarbij gedurende de eerste periode gebruik is gemaakt van klapvallen, in plaats van life-traps in de tweede periode.

De dataset uit de eerste periode is tevens gebruikt voor het vaststellen van de periode in het jaar waarin het waterpeil de sterkste samenhang met het aantal woelmuizen vertoont. Hiervoor is gebruikgemaakt van een '*sliding window approach*', waarbij eerst afzonderlijke modellen zijn gespecificeerd met het gemiddelde, of anders het maximale (dagelijkse) waterpeil gedurende een periode variërend van 1 tot 12 maanden voorafgaand aan het moment van de muizenmonitoring (eind oktober). Naast een covariaat voor waterpeil is ook het aantal woelmuizen uit het voorgaande jaar als variabele binnen ieder model meegenomen, om rekening te houden met de afhankelijkheid van muizen aantallen tussen jaren (i.e. de langjarige ritmiek in aantallen woelmuizen). Daarnaast is ook

‘jaar’ als random effect, en ‘muizenraai’ als fixed effect in de modellen opgenomen om rekening te houden met de afhankelijkheid van metingen uit dezelfde jaren en muizenraaien. Voor de waterpeilen is gebruik gemaakt van een meetstation met dagelijkse metingen bij Dokkumer Nieuwe Zijlen (Wetterskip Fryslân), waarvoor op basis van betere modelprestaties (AICc waarden) de voorkeur is gegeven ten opzichte van het meetstation bij Zoutkamp. Voor dagen met ontbrekende gegevens (ca. 1% van de dagen binnen de gebruikte dataset) zijn de waterpeilen geschat op basis van de lineaire relatie met het waterpeil in Zoutkamp ($y = -0.087 + 0.884x$). Om het effect van waterpeil in termen van inundatie te kunnen interpreteren is het waterpeil binnen deze analyse omgerekend naar het aantal cm ten opzichte van maaiveld, waarbij waarden boven nul een inundatie aangeven. Hiervoor is gebruikgemaakt van de gemiddelde maaiveldhoogte van de drie raaien, zoals vastgesteld in 2020. Van muizenraai SH3, omstreeks 2010 grotendeels verdwenen onder een klein kleidepot, is aangenomen dat de gemiddelde maaiveldhoogte gelijk was aan die van SH1. Om te bepalen in welke periode van het jaar het gemiddelde of maximale waterpeil het best de variatie in muizen aantallen kan verklaren, zijn de prestaties van de modellen voor de verschillende perioden vergeleken op basis van AICc waarden (Akaike 1973), waarbij het model met de laagste waarde als beste wordt beschouwd.

De resultaten van bovenstaande analyse van de gegevens uit de periode 1983-2001 zijn terug te vinden in de jaarrapportage van 2023 (Beemster *et al.* 2024). De herhaalbaarheid van de uitkomst uit deze analyse is getest door middel van een nieuwe modelselectie met de onafhankelijke metingen uit de periode 2015-2024. Hierbij is de specifieke waterpeilmaat uit het best presterende model voor de eerste periode (op basis van aantallen Veldmuizen) als covariaat meegenomen, waarbij wordt aangenomen dat deze uitkomst ook representatief is voor Aardmuis. Voor het testen van het effect van waterpeil op de dichtheden woelmuizen is gebruik gemaakt van een ‘generalized additive model’ (GAM). Een GAM combineert lineaire en niet-lineaire effecten om de relatie tussen de afhankelijke en onafhankelijke variabelen te modelleren. Lineaire effecten worden gemodelleerd als rechte lijnen, terwijl niet-lineaire effecten worden geschat met behulp van smooth terms, die flexibiliteit bieden in het vastleggen van complexe, kromme relaties. Dit maakt het model geschikt voor datasets met zowel eenvoudige als complexe patronen in de data. Binnen dit model is een smooth term opgenomen voor waterpeil, uitgedrukt als het maximum waterpeil ten opzichte van maaiveld in de voorgaande winter. Deze maat is afzonderlijk berekend voor de verschillende raaien, afhankelijk van de hoogteligging. Aanvullend is een interactie (tensor-product smooth) opgenomen tussen waterpeil en gebiedsdeel; waarmee onderscheid is gemaakt tussen de noordelijke platen (de Rug, Zuidelijke lob, Zuidelijke Ballastplaat) waar de vegetatie door opslag van Kruipwilg wordt gedomineerd, en de zuidelijke platen (Schildhoek, Pampusplaat) die door een grazige vegetatie met rietopslag worden gekenmerkt. Deze interactie is opgenomen op basis van de veronderstelling dat woelmuizen gedurende hoogwater nog steeds beschutting kunnen vinden in de Kruipwilg op de noordelijke platen, waarmee het effect van waterpeil naar verwachting zal verschillen met de zuidelijke platen. Binnen het model is ook een interactie (tensor product) opgenomen voor het effect van waterpeil x soort, waarmee het model in staat is om rekening te houden met eventuele verschillen in het effect van waterpeil tussen Veldmuis en Aardmuis. Aanvullend is een afzonderlijke non-lineaire jaartrend van de verschillende soorten als tensor-product in het model opgenomen, evenals een random effect voor locatie x soort om te corrigeren voor gemiddelde verschillen in de gevangen aantallen per soort tussen vangraaien. Voor de verdeling van de afhankelijke variabele, het totaal aantal gevangen (unieke) individuen per muizenraai, is uitgegaan van een negatief binomiale kansverdeling.

Voor het vaststellen van de relatie tussen het aantal foeragerende roofvogels in het hoogwatergebied en het maximale waterpeil in de voorgaande winter is eveneens gebruikgemaakt van GAMs, met het getelde aantal individuen per soort als afhankelijke variabele. Hierbij is gebruikgemaakt van twee datasets. De eerste dataset betreft observaties van uitsluitend jagende roofvogels in het hoogwatergebied uit de periode 2011-2024. De tweede dataset betreft observaties van roofvogels in het hoogwatergebied uit een veel langere periode (1981-2024), waarbij echter geen onderscheid gemaakt kon worden tussen de verschillende gedragingen. Behalve jagende roofvogels gaat het dus ook om verblijvende roofvogels, bijvoorbeeld in de omgeving van de nestplaats. Een deel van deze vogels zal buiten het hoogwatergebied zijn voedsel vinden (Marnewaard, omliggend landbouwgebied). Vanwege de aanwezigheid van zowel nullen als positieve continue waarden is gekozen voor een Tweedie-kansverdeling van de onafhankelijke variabele. Een Tweedie-kansverdeling is een familie van verdelingen die wordt gekarakteriseerd door een power parameter (p), die bepaalt welke specifieke verdeling wordt gebruikt. Voor $p = 1$ komt de verdeling overeen met de Poisson-verdeling, voor $p = 2$ met de Gamma-verdeling, en voor waarden tussen 1 en 2 met een combinatie van Poisson en Gamma. Binnen deze GAM is het effect van het maximale waterpeil in de voorgaande winter opgenomen als parametrische (lineaire) term, waarbij aanvullend een interactie is opgenomen voor waterpeil x soort om te testen voor verschillende relaties tussen de getelde aantallen roofvogels en het maximum

waterpeil in de voorgaande winter. Aanvullend is een afzonderlijke non-lineaire jaartrend voor iedere soort in het model opgenomen als tensor smooth, evenals een afzonderlijke seizoenstrend op basis van de datum van waarnemingen. Analyses zijn uitgevoerd met behulp van het statistische programma R versie 4.3.2 (R Core Team 2023).

7.4.1. Effecten van inundatie op woelmuizen op beweide platen in 2015-2024

Muizenaanbod in de omgeving van het Lauwersmeer

Landelijk gezien was het broedsucces van muizen etende roofvogels en uilen in 2024 slecht te noemen (Bijlsma 2025), hetgeen duidt op een laag woelmuizenaanbod in het broedseizoen. De droge omgeving van het Lauwersmeer (omringend landbouwgebied, Marnewaard) vormde hierop geen uitzondering.

Muizenaanbod op de platen in 2024

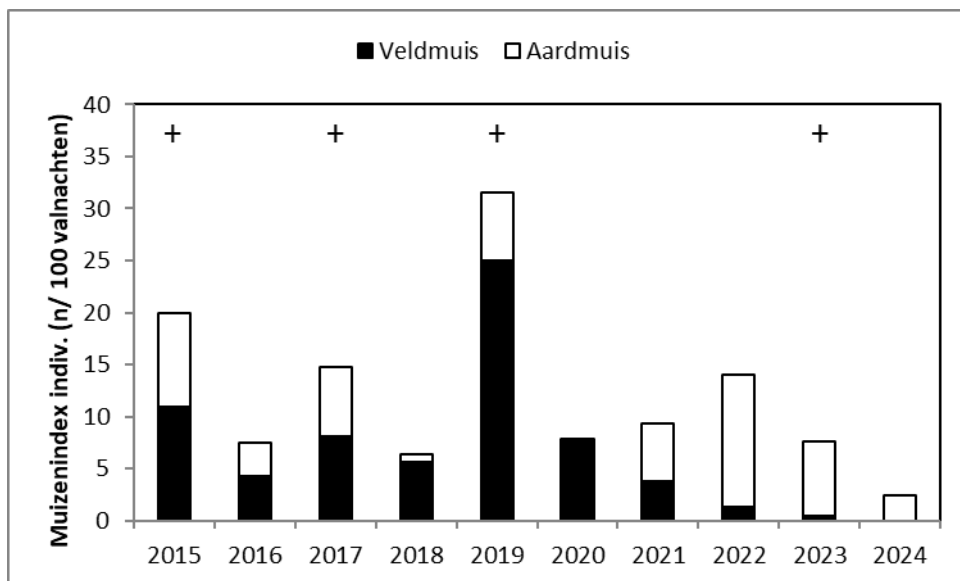
De muizencensus in oktober 2024 leverde in totaal 106 muizenvangsten op (bijlage 9), het laagste aantal sinds de start van de muizenbemonstering in 2015 (tabel 7.2). Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Dwergmuis (58% van de vangsten), Aardmuis (22%), Bosspitsmuis (15%), Dwergspitsmuis (11%) en Bosmuis (3%). Voor het eerst sinds 2015 werden er geen Veldmuizen gevangen. Vanaf 2020 is de verhouding Veldmuis / Aardmuis geleidelijk aan steeds verder verschoven naar Aardmuis. De voortgaande verruiging van de platen speelt hierbij waarschijnlijk een belangrijke rol.

Tabel 7.2. Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in 2015-2024.

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Veldmuis	105	40	82	75	225	70	26	9	4	0
Aardmuis	97	41	49	3	50	0	64	126	80	23
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10	9	16	33	26	6
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3	2	3	9	23	12
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Bosmuis	0	30	0	4	2	15	17	1	0	3
Dwergmuis	9	25	14	40	26	11	40	97	44	62
Totaal	239	159	164	159	316	107	166	275	177	106

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

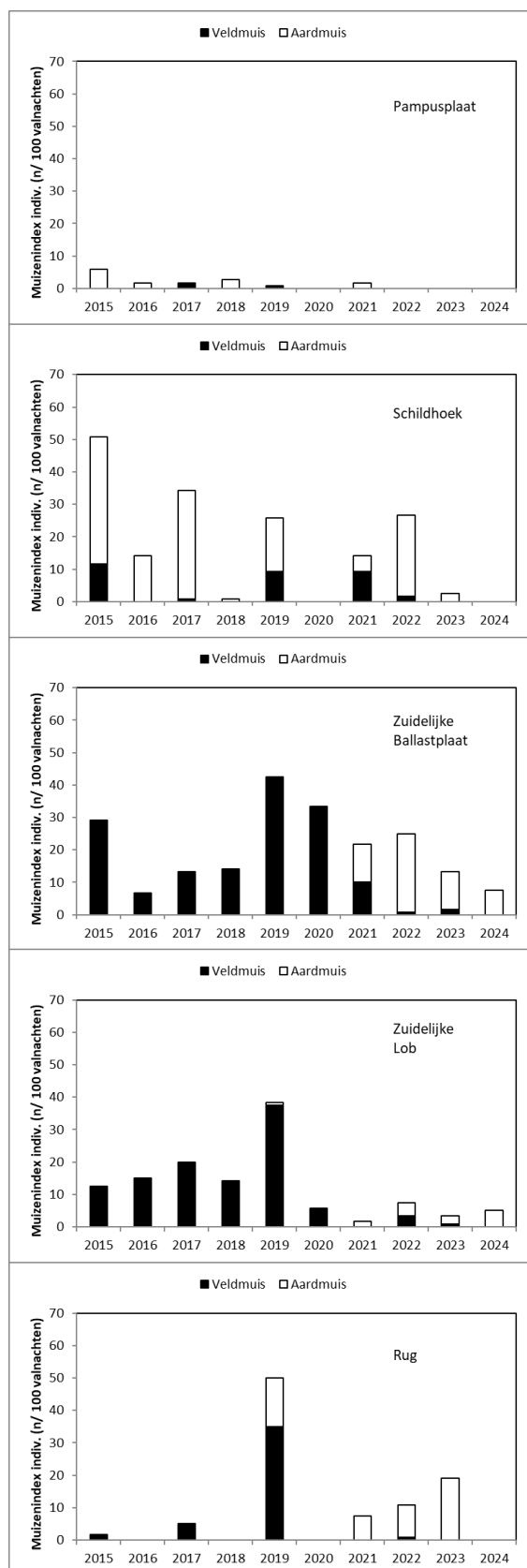
De gemiddelde individuele muizen-index van woelmuizen in de tien muizenraaien in de periode 2015-2024 laat sterk wisselende aantallen zien (figuur 7.11). Veldmuis en Aardmuis laten aantalspieken zien in 2015, 2017 en 2019, de Aardmuis ook in 2022. De pieken in 2015, 2017 en 2019 komen overeen met jaren die bekend staan als Veldmuisspiekjaren in Nederland (Bijlsma 2025, Beemster & Schipper ongepubl.). Het Veldmuisspiekjaar 2023 komt niet tot uitdrukking in de figuur.



Figuur 7.11. Gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2024. Veldmuizenpiekjaren in de omgeving van het Lauwersmeer worden aangegeven met een +.

De Veldmuis komt -of wellicht kwam- 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 de Zuidelijke lob. Nadat in 2020 geen enkele Aardmuis kon worden gevangen, werd de soort in 2021-2024 opnieuw op de Rug en Zuidelijke lob vastgesteld en voor het eerst ook op de Zuidelijke Ballastplaat (figuur 7.12). De uitbreiding van het leefgebied is waarschijnlijk het gevolg van het hoger en dichter worden van de vegetatie op de noordelijke platen.

De pieken in de gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in de tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug samen (figuur 7.11) komen niet in alle afzonderlijke deelgebieden even duidelijk tot uiting (figuur 7.12).



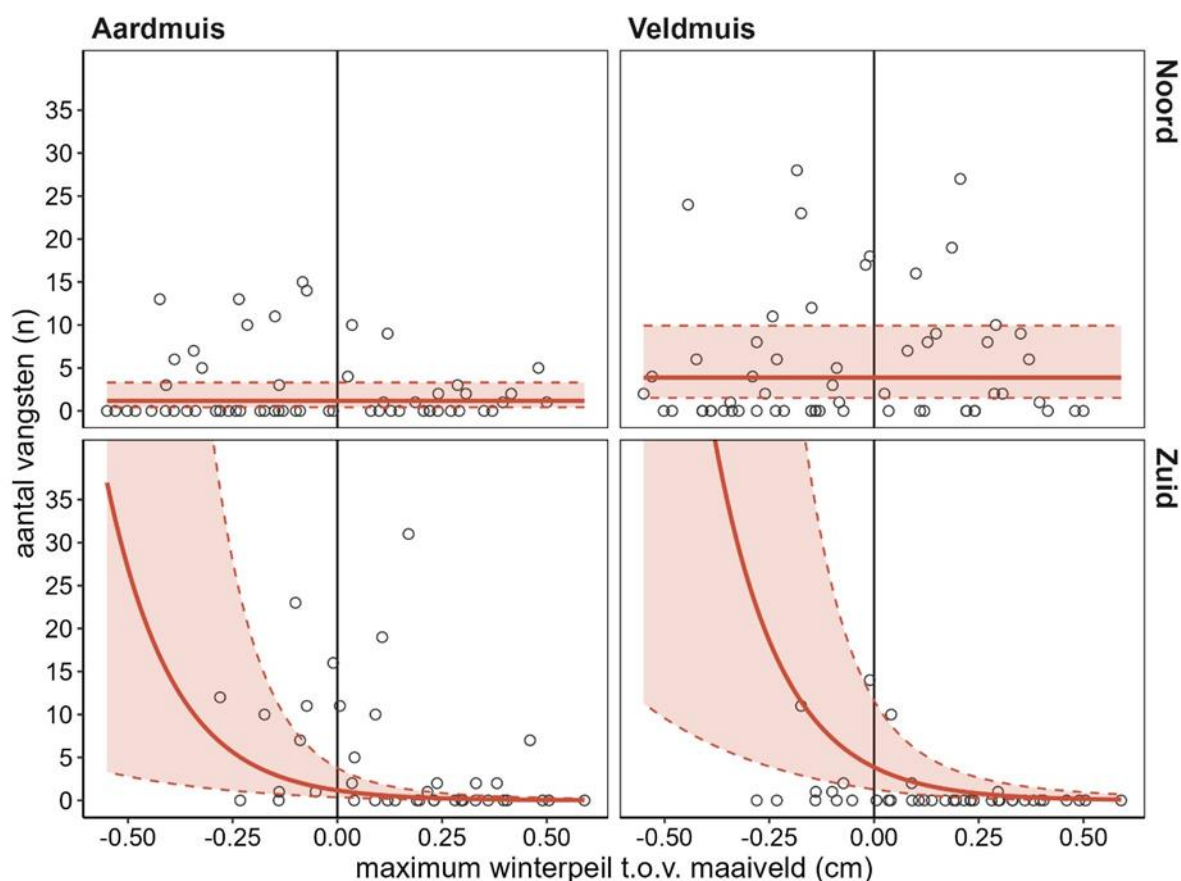
Figuur 7.12. Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2024.

Muizenaanbod en maximum inundatie in de voorgaande winter in 2015-2024

Figuur 7.13 laat het aantal individuele vangsten van Veldmuis en Aardmuis zien in relatie tot de maximale inundatie in de voorgaande winter, gebaseerd op data van 10 muizenraaien in het

hoogwatergebied in de periode 2015-2024 (voor teststatistieken zie tabel 7.3). De rode lijn geeft het gemiddelde voorspelde aantal vangsten (met 95% betrouwbaarheidsrange) in relatie tot het maximale waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van maaiveld, waarbij de punten de ruwe observaties weergeven. De figuur is opgedeeld in Aardmuis en Veldmuis, en de noordelijke en zuidelijke platen, waarbinnen de afzonderlijke effecten van waterpeil op basis van het model zijn bepaald.

Voor de zuidelijke platen (grazig met rietopslag) wordt een significant negatief effect van het maximum waterpeil t.o.v. maaiveld op het aantal individuele vangsten van zowel Veldmuis als Aardmuis vastgesteld, voor de noordelijke met Kruipwilg begroeide platen is dat niet het geval (figuur 7.13, tabel 7.3). Het verschil in resultaat tussen de noordelijke en zuidelijke platen komt overeen met de verwachting dat woelmuizen in een kruipwilgbegroeiing een inundatie beter kunnen overleven dan in een grazige-/ rietvegetatie.



Figuur 7.13. Aantal individuele vangsten van Veldmuis en Aardmuis in relatie tot maximale inundatie in de voorgaande winter, gebaseerd op data van 10 muizenraaien in het hoogwatergebied in de periode 2015-2024 (zie tabel 7.3). De rode lijn geeft het gemiddelde voorspelde aantal vangsten (met 95% betrouwbaarheidsrange) in relatie tot het maximale waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van maaiveld, waarbij de punten de ruwe observaties weergeven. De figuur is opgedeeld naar Aardmuis en Veldmuis, en de noordelijke en zuidelijke platen, waarbinnen de afzonderlijke effecten van waterpeil op basis van het model zijn bepaald.

Tabel 7.3. Test statistieken voor de parametrische en non-parametrische covariaten (smooths) in het additieve model voor aantallen gevangen woelmuizen in de periode 2015-2024. Het model gebruikt een negatief binomiale kansverdeling voor de afhankelijke variabele, met een vormparameter van 0.37. De edf (estimated degrees of freedom) geeft aan hoe soepel een smooth is in het model; hogere waarden betekenen meer complexiteit. De ref.df (reference degrees of freedom) wordt gebruikt voor het berekenen van de X^2 -statistiek bij het toetsen van het effect. Voor het complete model geldt: adjusted $R^2 = 0.209$ en deviance explained = 42.0%.

Type	Term	df	Chi.sq	p-value	
Parametric	Soort	1.00	0.59	0.44	
	Gebiedsdeel	1.00	0.09	0.76	
Type	Term	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
Smooth	s(Jaar)	0.00	7.00	0.00	0.28
	s(Waterpeil)	0.00	9.00	0.00	0.93
	ti(Jaar): Soort = Aardmuis	3.17	7.00	17.31	< 0.001
	ti(Jaar): Soort = Veldmuis	2.89	7.00	22.88	< 0.001
	ti(Waterpeil): Gebiedsdeel = Noord	0.00	4.00	0.00	0.97
	ti(Waterpeil): Gebiedsdeel = Zuid	0.94	4.00	59.19	< 0.001
	ti(Waterpeil): Soort = Aardmuis	0.00	4.00	0.00	0.98
	ti(Waterpeil): Soort = Veldmuis	0.00	4.00	0.00	0.73
	s(Soort, Locatie)	0.50	7.00	26.27	< 0.001

7.4.2. Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels

Karakterisering van de muizen etende roofvogels

De belangrijkste muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer zijn Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Grauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk en Velduil. Voor Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil zijn Natura 2000-instandhoudingsdoelen opgesteld. In 2024 werd het instandhoudingsdoel voor Grauwe kiekendief en Velduil niet gehaald, dat van Bruine kiekendief wel, nadat dit in 2015-2021 niet het geval was (tabel 7.4). In deze paragraaf wordt het voorkomen en de eventuele status als broedvogel van de bovengenoemde soorten kort besproken.

Tabel 7.4. Instandhoudingsdoelen voor 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 2024 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2024
Bruine kiekendief	20	25
Grauwe kiekendief	4	1
Velduil	1	0

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 13-17 broedparen geteld, in 2021 waren het er 15. Na 2021 is het aantal broedparen opvallend toegenomen tot 25 in 2024 (figuur 7.14). De toename vond vooral plaats op het eiland in het Nieuwe Robbengat en op de Bochtjesplaat. In het laatste gebied vond in december 2018 moerasontwikkeling plaats.

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. Het jaarmaximum laat in de periode 2000-2016 een licht afnemende trend zien, in de jaren daarna lijkt weer sprake te zijn van een enige toename. De toename van het aantal broedparen in 2022-2024 leidde opvallend genoeg niet tot meer waarnemingen tijdens de maandelijkse tellingen (figuur 7.14).

Bruine kiekendieven foerageren zowel op (vooral jonge) watervogels (vooral door vrouwtjes, vroeg in het broedseizoen ook door mannetjes) als op muizen (vooral door mannetjes). Foeragerende Bruine kiekendieven worden in het hoogwatergebied zowel waargenomen langs rietoevers en in moerasontwikkelingsgebieden (met veel watervogels) als op de hogere plaatdelen (met de hoogste muizendichtheden). Buiten het natuurgebied wordt vooral in de Marnewaard en het omringende landbouwgebied door mannetjes op muizen gefoerageerd.

Blauwe kiekendief

De Blauwe kiekendief is tegenwoordig in het Lauwersmeer vooral een wintergast, met de hoogste aantallen in november – maart. In de periode 1999-2003 was de soort ook als broedvogel aanwezig (Kleefstra *et al.* 2016). Het jaarmaximum en het gemiddelde in oktober – maart laat opvallende fluctuaties zien, met hogere aantallen in 2001/2002, 2005/2006, 2013/2014, 2019/2020, 2020/2021, 2022/2023 en 2023/2024 (figuur 7.15). Het gebied wordt ook gebruikt als slaappleats, deels door vogels die buiten het Lauwersmeer foerageren. Ook het aantal slapende vogels laat grote verschillen zien tussen winters. In recente jaren scoorden de winters 2022/2023 en 2023/2024 hoog en de winters 2021/2022 en 2024/2025 laag (tabel 7.5). De grote variatie in het aantal slapende vogels in vergelijking met die van het aantal foeragerende vogels in het hoogwatergebied suggereert dat de geschiktheid van de omgeving van het Lauwersmeer van jaar op jaar sterker fluctueert dan die van het natuurgebied.

Tabel 7.5. Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat per winterhalfjaar in de periode 2014/2015 - 2023/2024. 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
2023-2024	16
2024-2025	4

Blauwe kiekendieven foerageren bij voorkeur op muizen en bij gebrek daaraan ook wel op vogels (o.a. van Boekel & Jansen 2022). Binnen het hoogwatergebied wordt vooral gefoerageerd op de hogere plaatdelen van beweide platen. Beboste delen worden gemedend. Onbeweide plaatdelen worden nauwelijks meer gebruikt om te foerageren, waarschijnlijk zijn muizen daar onder de hoge en dichte vegetatie moeilijk vangbaar. Buiten het natuurgebied wordt vooral gefoerageerd in de Marnewaard, het tot voor kort droge deel van de Ezumakeeg en in veel mindere mate ook in het omringende landbouwgebied (Beemster *et al.* 2024).

Grauwe kiekendief

Het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2024 sterk afgenomen, alhoewel in 2024 weer een broedgeval plaatsvond. Het laatste broedgeval voor 2024 vond plaats in 2012 (figuur 7.14). 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 voedselaanbod waarschijnlijk afgenomen (Beemster & Wiersma 2020). 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 7.14). De soort is vooral aanwezig van mei tot en met augustus.

Grauwe kiekendieven foerageren bij voorkeur op muizen en bij gebrek daaraan ook wel op vogels. 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. In het hoogwatergebied worden vooral op de hogere delen van seizoensbeweide platen gevoerageerd. Jaarrondbeweide platen worden weinig gebruikt, onbeweide platen worden tegenwoordig gemeden. Het landbouwgebied is van weinig belang als foerageergebied (Beemster 2019, Beemster & Wiersma 2020, Beemster *et al.* 2024).

Buizerd

In het Natura 2000-gebied Lauwersmeer wordt jaarlijks een zeer variabel aantal broedparen van de Buizerd vastgesteld (4-16 in 2015-2024: gegevens Romke Kleefstra). In muizenrijke jaren (2017 en vooral 2019) is het aantal vastgestelde broedparen op de platen aanzienlijk hoger dan in muizenarme jaren. In 2024 bedroeg het aantal broedparen negen, een tamelijk gemiddeld aantal. 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 7.15). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar, mogelijk mede doordat pleisterende vogels dan minder opvallen. In de winter is er bovendien een influx van vogels uit noordelijker streken.

Binnen het hoogwatergebied foerageren Buizerds vooral op de hogere plaatdelen. Op onbeweide plaatdelen gebeurt dat vooral direct buiten beboste delen, waar de vegetatie waarschijnlijk opener is. Buiten het natuurgebied is de Marnewaard een belangrijk foerageergebied (Beemster *et al.* 2024).

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 7.15). Pieken in aantallen in het Lauwersmeer komen globaal overeen met pieken in getelde aantallen op Falsterbo, in het zuiden van Zweden (Falsterbofagelstation.se). Het hoogste aantal migrerende Ruigpootbuizerds op Falsterbo sinds de start van de tellingen in 1973 werd waargenomen in het najaar van 2011. In de periode vanaf 2000/2001 was de winter 2011/2012 ook de winter met het hoogste aantal Ruigpootbuizerds in het Lauwersmeer. Variaties in aantallen vogels in het Lauwersmeer over de jaren weerspiegelen daarom waarschijnlijk niet zo zeer variatie in voedselaanbod in het Lauwersmeer. Ruigpootbuizerds zijn vooral aanwezig in de maanden november - maart.

Ruigpootbuizerds foerageren binnen het hoogwatergebied vooral boven de hogere plaatdelen. Op onbeweide platen gebeurt dat, net als bij de Buizerd, vooral direct buiten beboste delen, waar de vegetatie mogelijk opener is. Buiten het natuurgebied is de Marnewaard het belangrijkste foerageergebied (Beemster *et al.* 2024).

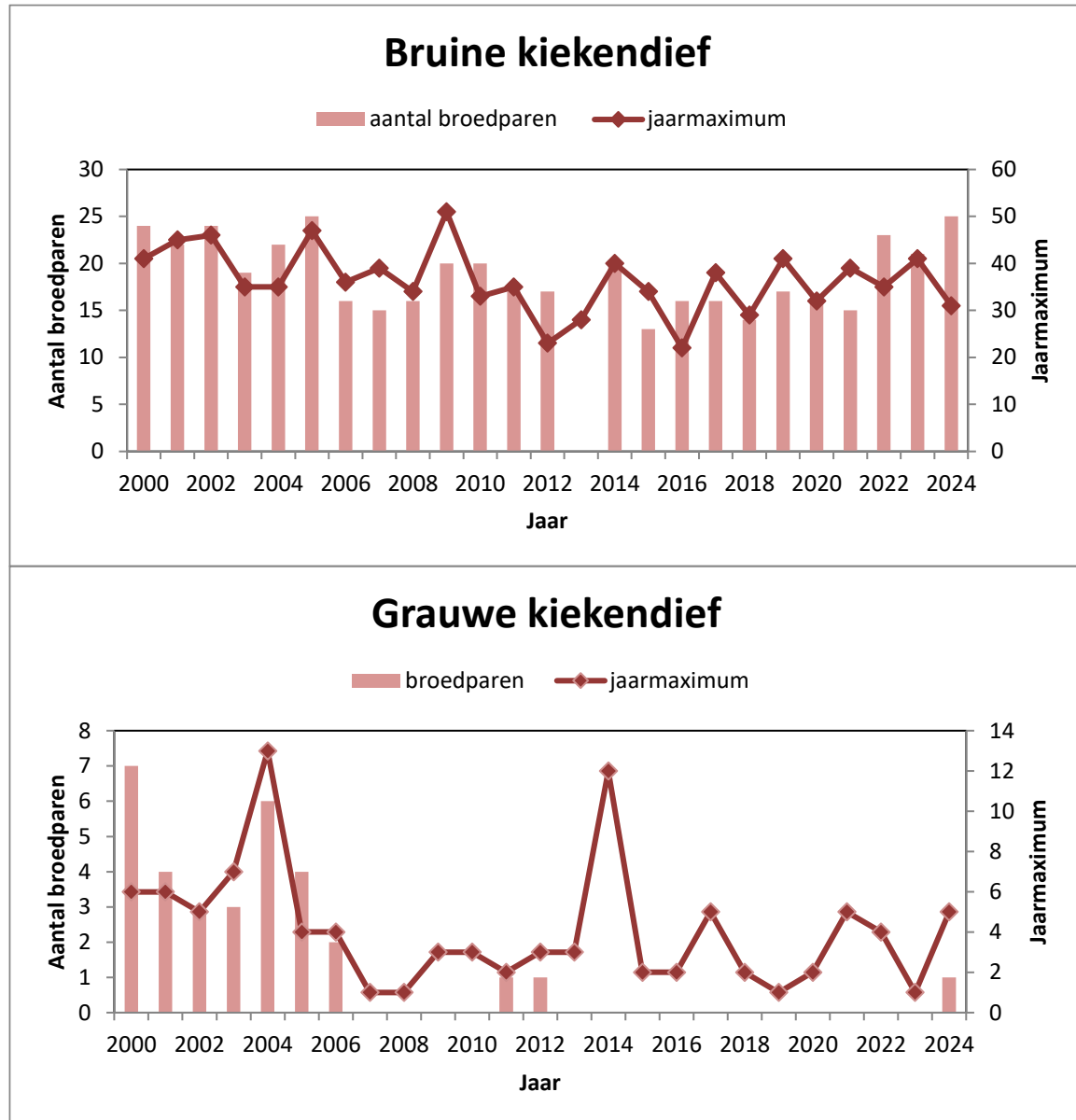
Torenavalk

Het aantal broedparen van de Torenavalk in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer varieerde in de periode 2000-2023 tussen 0 en 11. In 2024 bedroeg het aantal broedparen in het Natura 2000-gebied 3. 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 7.15). Dit sluit aan bij de afnemende trend van de Torenavalk in Nederland (SOVON.nl). De hoogste aantallen worden gewoonlijk geteld in juli en augustus, vlak na het uitvliegen van de jonge vogels.

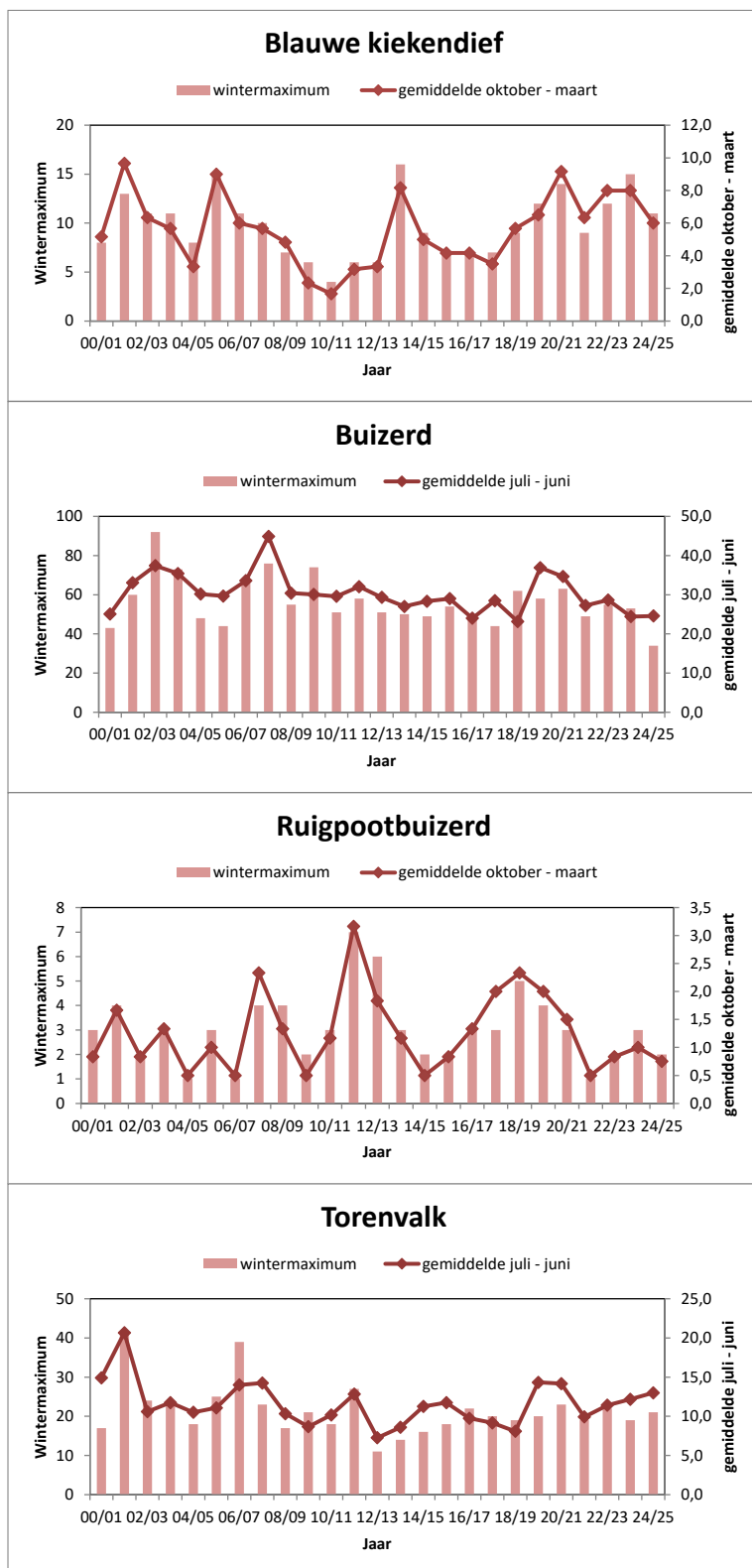
Foeragerende Torenavalken worden zowel binnen als buiten het hoogwatergebied waargenomen. Binnen het hoogwatergebied wordt het meest gevoerageerd boven de hoogste delen van seizoensbeweide en jaarrondbeweide platen. Onbeweide platen worden nauwelijks meer gebruikt. Buiten het hoogwatergebied zijn de Hoek van de Bant, het droge deel van de Ezumakeeg, de Marnewaard en het landbouwgebied belangrijke foerageergebieden (Beemster *et al.* 2024).

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 hogere delen van de noordelijke platen, in de Ezumakeeg, de Bantpolder of de Marnewaard. De laatste Velduil in het hoogwatergebied werd waargenomen in oktober 2019.



Figuur 7.14. Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Gauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2024. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.



Figuur 7.15. Wintermaximum en gemiddeld aantal vogels in de belangrijkste maanden waarin een soort voorkomt voor Blauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenvalk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000/2001-2024/2025. Voor de jaar rond aanwezige Buizerd en Torenvalk loopt een seizoen van juli - juni, voor Blauwe kiekendief en Ruigpootbuizerd, soorten die vooral in de winter aanwezig zijn, zijn de maanden oktober - maart genomen. In 2024/2025 zijn de tellingen tot en met januari 2025 meegenomen. Het gemiddelde over 2024/2025 is daarom nog voorlopig.

7.4.3. Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels

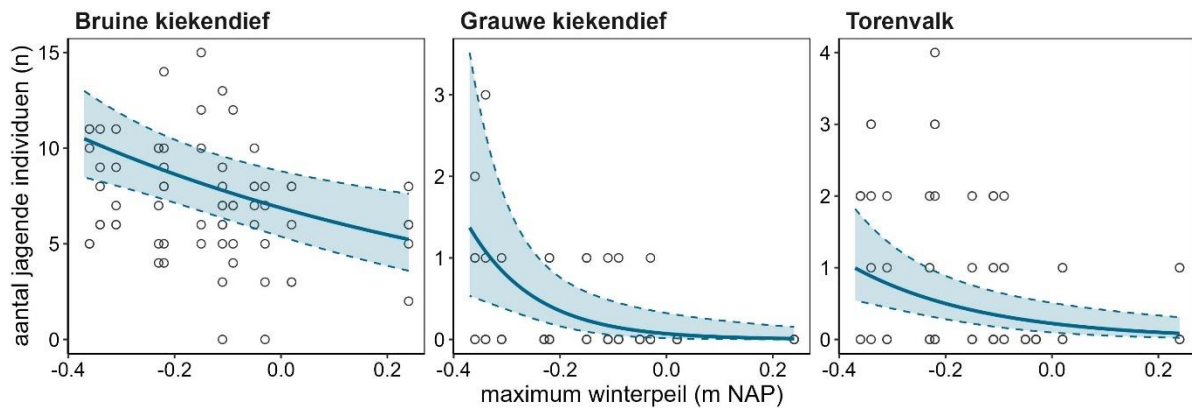
Foeragerende roofvogels geven het beste aan waar ze in een gebied prooi kunnen vinden. Bij voorkeur worden daarom alleen (vliegend) jagende roofvogels gebruikt om te analyseren wat het effect van

inundatie is. Selectie van jagende vogels in de dataset is mogelijk vanaf juli 2011. Voor de periode 2011-2024 wordt daarom een analyse uitgevoerd naar de effecten van inundatie op het aantal jagende roofvogels in het hoogwatergebied. De analyse is uitgevoerd voor de meest talrijk voorkomende muizen etende roofvogels in het zomerhalfjaar (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk).

Er is echter een veel langere dataset beschikbaar van aantallen muizen etende roofvogels in het hoogwatergebied (1981-2024), zij het dat er van deze vogels voor 2011 geen (uitgewerkte) gegevens beschikbaar zijn over hun gedrag. Voor de periode 1981-2024 is de analyse daarom herhaald voor alle getelde vogels (dus zonder gedragstoekenning).

Periode 2011-2024

Voor alle drie de soorten (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk) geldt dat het aantal foeragerende vogels in de zomer (april-augustus) significant kleiner ($p < 0,01$) is naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was (figuur 7.16, test statistieken in tabel 7.6). De interactie tussen waterpeil en soort is ook significant ($p < 0,01$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, tussen de soorten verschilt. Torenvalk en Grauwe kiekendief, soorten die relatief afhankelijk zijn van woelmuizen, lijken meer effect van inundatie te ondervinden dan Bruine kiekendief.



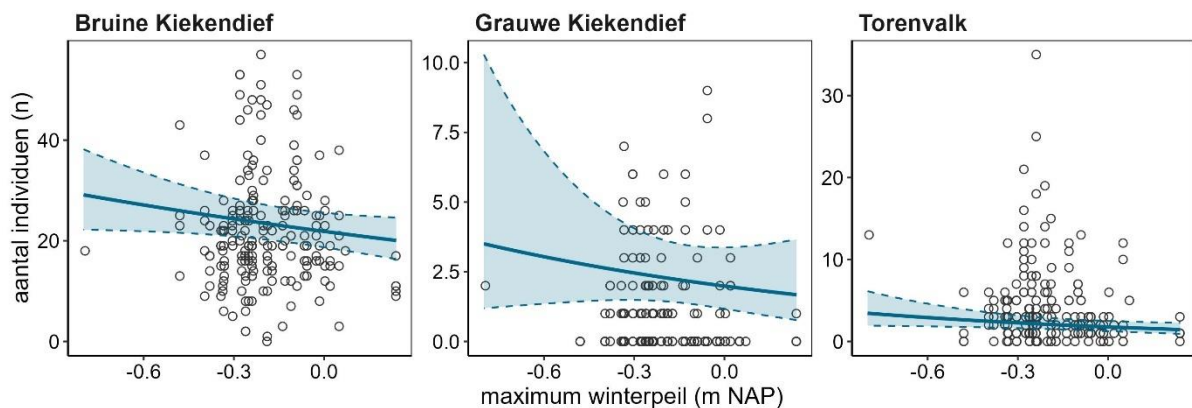
Figuur 7.16. Het aantal waarnemingen van foeragerende Grauwe kiekendieven, Bruine kiekendieven en Torenvalken in het hoogwatergebied in het broedseizoen (maanden april-augustus) in relatie tot het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter (locatie Dokkumer Nieuwe Zijlen) in de periode 2011-2024. De blauwe lijn geeft het gemiddelde voorspelde aantal jagende individuen (met 95% betrouwbaarheidsrange) in relatie tot het maximale waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van maaiveld, waarbij de punten de ruwe observaties weergeven.

Tabel 7.6. Test statistieken voor de parametrische en non-parametrische covariaten (smooths) in het additieve model voor aantallen foeragerende roofvogels in het broedseizoen in de periode 2011-2024. het model gebruikt een Tweedie-verdeling als kansverdeling voor de afhankelijke variabele, met een power-parameter van 1.01. De edf (estimated degrees of freedom) geeft aan hoe soepel een smooth is in het model; hogere waarden betekenen meer complexiteit. De ref.df (reference degrees of freedom) wordt gebruikt voor het berekenen van de F-statistiek bij het toetsen van het effect. Voor het complete model geldt: adjusted $R^2 = 0.825$, deviance explained = 82.9%.

Type	Term	df	F	p-value	
Parametric	Waterpeil	1.00	10.47	< 0.01	
	Soort	2.00	70.46	< 0.001	
	Waterpeil x Soort	2.00	5.82	< 0.01	
Type	Term	edf	Ref.df	F	p-value
Smooth	te(Maand): Soort = Bruine kiekendief	2.68	3.21	4.46	< 0.01
	te(Maand): Soort = Grauwe kiekendief	2.26	2.78	1.82	0.14
	te(Maand): Soort = Torenvalk	1.50	1.83	2.85	0.04
	te(Jaar): Soort = Bruine kiekendief	2.66	3.33	1.61	0.18
	te(Jaar): Soort = Grauwe kiekendief	1.00	1.00	1.17	0.28
	te(Jaar): Soort = Torenvalk	2.93	3.65	4.06	< 0.01

Periode 1981-2024

Ook voor deze periode geldt het aantal vogels in de zomer (april-augustus) significant kleiner ($p = 0,05$) is naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was (figuur 7.17, test statistieken in tabel 7.7). De interactie tussen waterpeil en soort is niet significant ($p = 0,52$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil binnen deze langjarige periode effect heeft, niet verschilt tussen de soorten.



Figuur 7.17. Het aantal waarnemingen van Grauwe kiekendief, Bruine kiekendief en Torenavalk in het hoogwatergebied in het broedseizoen (maanden april-augustus) in relatie tot het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter (locatie Dokkumer Nieuwe Zijlen) in de periode 1981-2024. De blauwe lijn geeft het gemiddelde voorspelde aantal jagende individuen (met 95% betrouwbaarheidsrange) in relatie tot het maximale waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van maaiveld, waarbij de punten de ruwe observaties weergeven.

Tabel 7.6. Test statistieken voor de parametrische en non-parametrische covariaten (smooths) in het additieve model voor aantallen roofvogels in het broedseizoen in de periode 1981-2024. het model gebruikt een Tweedie-verdeling als kansverdeling voor de afhankelijke variabele, met een power-parameter van 1.14. De edf (estimated degrees of freedom) geeft aan hoe soepel een smooth is in het model; hogere waarden betekenen meer complexiteit. De ref.df (reference degrees of freedom) wordt gebruikt voor het berekenen van de F-statistiek bij het toetsen van het effect. Voor het complete model geldt: adjusted $R^2 = 0.826$, deviance explained = 84.6%.

Type	Term	df	F	p-value	
Parametric	Waterpeil	1.00	3.88	0.05	
	Soort	2.00	285.55	<0.001	
	Waterpeil x Soort	2.00	0.66	0.52	
Type	Term	edf	Ref.df	F	p-value
Smooth	te(Datum): Soort = Bruine Kiekendief	3.57	4.29	4.49	< 0.01
	te(Datum): Soort = Grauwe Kiekendief	4.54	5.31	6.57	< 0.001
	te(Datum): Soort = Torenavalk	1.01	1.01	20.08	< 0.001
	te(Jaar): Soort = Bruine Kiekendief	7.68	8.55	24.99	< 0.001
	te(Jaar): Soort = Grauwe Kiekendief	5.27	6.35	8.33	< 0.001
	te(Jaar): Soort = Torenavalk	7.47	8.41	25.30	< 0.001

7.5. Conclusies en aanbevelingen

7.5.1. Conclusies Effecten van inundatie op woelmuizen

Voor de zuidelijke platen (grazig met rietopslag) wordt voor de periode 2015-2024 een significant negatief effect van het maximum waterpeil t.o.v. maaiveld in de winter op het aantal individuele vangsten van zowel Veldmuis als Aardmuis in de herfst erna vastgesteld. Voor de noordelijke met Kruipwilg begroeide platen is dat niet het geval. Het verschil in resultaat tussen de noordelijke en zuidelijke platen komt overeen met de verwachting dat woelmuizen in een kruipwilgbegroeiing een inundatie beter overleven dan in een grazige / rietvegetatie.

Deze resultaten bevestigen het patroon dat naar voren kwam uit de eerdere modelselectie-analyse voor gegevens uit de periode 1983-2001 (Beemster *et al.* 2024). Hierbij werd eveneens vastgesteld dat er een negatief verband was tussen het maximum waterpeil (t.o.v. maaiveld) in de winter op het aantal individuele vangsten van Veldmuis in de herfst erna.

7.5.2. Conclusies Effecten van inundatie op muizen etende roofvogels

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) erna is onderzocht voor soorten die in het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk). In de periode 2011-2024 is dat onderzocht voor foeragerende vogels, in de periode 1981-2024 voor alle vogels (zonder gedragsindeling).

Voor de periode 2011-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna ($p < 0,01$). De interactie tussen waterpeil en soort was ook significant ($p < 0,01$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, tussen de soorten verschilt. Torenvalk en Grauwe kiekendief, soorten die relatief afhankelijk zijn van woelmuizen, lijken meer effect van inundatie te ondervinden dan Bruine kiekendief.

Ook voor de periode 1981-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna ($p = 0,05$). In dit geval was de interactie tussen waterpeil en soort niet significant ($p = 0,52$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, niet verschilt tussen de soorten.

7.5.3. Aanbevelingen

Voor het hoogwatergebied in het Lauwersmeer is een significant negatief effect vastgesteld van het maximale waterpeil in de winter op zowel het aantal individuele vangsten van woelmuizen in de herfst erna (op de zuidelijke platen, niet op de noordelijke platen) als het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer erna (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Torenvalk). Woelmuizen en foeragerende muizen etende roofvogels ondervinden dus nadeel van (grootschalige) inundaties. Dit impliceert dat maaiveldddaling als gevolg van gaswinning mogelijk een negatief effect heeft op de aanwezigheid van woelmuizen en foeragerende, muizen etende roofvogels, indien deze maaiveldddaling leidt tot een verhoogde kans op inundatie van delen van het gebied.

Met de gegevens die in de afgelopen tien jaar zijn verzameld, en met behulp van het recent ontwikkelde maaiveldhoogte- en inundatiemodel, is het mogelijk een inschatting te maken van het effect van maaiveldddaling door gaswinning op het voorkomen van woelmuizen en muizen etende roofvogels.

Speciale aandacht zal hierbij uit moeten gaan naar de gevolgen voor de kwaliteit van het leefgebied van muizen etende roofvogels die zich kwalificeren voor het Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Velduil). Omdat het effect van maximum waterpeil op woelmuizen niet is vastgesteld voor de noordelijke (meer zandige) platen met een kruipwilgbegroeiing op de hogere delen, zal deze vervolganalyse zich richten op de delen van het Lauwersmeer die overeenkomen met de zuidelijke (meer lutumrijke) platen met een grazige/ rietbegroeiing. Op deze platen is in de periode 2011-2024 ook het merendeel van de foeragerende muizen etende roofvogels vastgesteld- waarschijnlijk mede omdat woelmuizen onder de dichte kruipwilgbegroeiing op de noordelijke platen lastig vangbaar is- waarmee dit ook het meest relevante foerageerhabitat voor deze soorten betreft.

Deze voorgestelde vervolganalyse is, naar onze overtuiging, de laatste en noodzakelijke schakel in het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag van dit monitoringproject: welke invloed heeft bodemdaling op muizen etende Natura 2000-doelsoorten in het Lauwersmeer?

8. Synthese

Julia Stahl, Nico Beemster, Wout Bijkerk, Wender Bil en Romke Kleefstra

In dit hoofdstuk worden de conclusies uit de afzonderlijke hoofdstukken nogmaals weergegeven. 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.

8.1. Conclusies - samengevat per onderdeel van de effectketen

Conclusies maaiveldverandering

Bij een ruime meerderheid van de permanente kwadranten is sprake van daling van het maaiveld. Daarentegen is bij bijna een derde van de locaties echter sprake van een stijging van het maaiveld. Van een strikt lineaire trend is veelal geen sprake. In de jaren na droge zomers laten de metingen een daling van het maaiveld zien terwijl deze vanaf 2022 (minder droge zomers) stabiliseert of zelfs stijgt. Een correlatie tussen maaiveldverandering en diepe bodemdaling is aanwezig maar niet sterk. Een nadere, niet-lineaire, statistische analyse waarin de effectieve neerslag van het voorgaande jaar ook wordt meegenomen zou een betere verklaring van de variatie in maaiveldverandering kunnen geven. Wel is de gemiddelde diepe bodemdaling op de meetpunten (-1,3 mm/jr) vergelijkbaar met de gemiddelde maaiveldverandering (-1,1 mm/jr). Op de locaties met een grote mate van diepe bodemdaling is ook sprake van sterkere daling van het maaiveld.

Conclusies maaiveldverandering en overstromingsmodel

Het standaard AHN4 hoogtebestand geeft te hoge maaiveldhoogtes. Dat doet zich vooral voor in het rietland, waarin kennelijk onvoldoende is - of kan worden - gecorrigeerd voor de opgaande vegetatie. Hiervoor is een extra correctie gedaan door uit te gaan van de minimale maaiveldhoogte binnen een blok van rastercellen van het AHN4 0,5*0,5 m DTM. Een blok van 5 bij 5 cellen (2,5 bij 2,5 m) lijkt hiervoor geschikt.

Het zo aangepaste hoogtemodel is input geweest voor een overstromingsmodel. Op basis van de kans dat een bepaalde waterstand wordt overschreden zijn voor die waterstanden overstromingskaarten gemaakt. Ook zijn overstromingskaarten opgesteld voor een situatie zonder de bodemdaling die na 2006 plaats heeft gehad en voor de verwachte situatie in 2050. Hierbij is de aanname gedaan dat diepe bodemdaling gelijk gesteld kan worden aan maaiveldddaling. Gemiddeld genomen voor alle meetpunten liggen beiden in dezelfde ordegrrootte. Voor een specifieke locatie gaat deze aanname niet op, dan zijn ondiepe processen als klink en zwel, vertrapping, stapeling strooisel en organische stof waarschijnlijk bepalender voor de maaiveldverandering.

Desondanks geven de overstromingskaarten inzicht in waar overstroming optreedt bij de verschillende waterstanden in het Lauwersmeer. En ook in welke delen hierbij extra worden geïnundeerd door maaiveldddaling.

De extra inundatie door maaiveldddaling is afhankelijk van de waterstand in het Lauwersmeer. Bij vaak voorkomende waterstanden is deze beperkt tot smalle randen langs de platen. Neemt de waterstand toe, dan wordt het effect groter en ontstaan geïsoleerde eilanden. Door maaiveldddaling ontstaan dergelijke eilanden iets eerder, maar als de waterstand verder stijgt is de maaiveldddaling niet meer relevant. Ook zonder maaiveldddaling zouden dan de eilanden zijn ontstaan.

Bij extremere waterstanden, bijvoorbeeld wintermaxima die slechts in minder dan 10% van de jaren optreden, is het additionele effect van maaiveldddaling weer gering.

Conclusie maaiveldverandering en grondwaterregime

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 drie 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 en 2023 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meeste meetpunten waar het model met lineaire trend gering beter scoort dan het simpeler model, vrij ver van het centrum van de dalingssschotel 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

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. Wel is er met de data van 2024 erbij minder vaak een indicatie voor verdroging vastgesteld dan in de afgelopen jaren, wat een gevolg lijkt van een ander weerpatroon in voorjaar en zomer. Ook de verhoging van het meerpeil in de laatste zomers zou daarbij een rol kunnen spelen, maar uit de hydrologische analyse (hoofdstuk 4) blijkt het meerpeil statistisch nauwelijks van invloed te zijn geweest op de grondwaterstanden. Een effect van diepe bodemdaling via maaiveld daling en vervolgens vernatting op de vegetatie is niet vastgesteld.

Conclusie broedvogels

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer kwamen er in 2024 5 niet meer tot broeden in het Lauwersmeer. Voor Porseleinhoen, Noordse Stern, Velduil en Paapje is dat al meerdere jaren zo. Bontbekplevieren waren in voorgaande jaren wel aanwezig met gemiddeld twee territoria in de periode 2020-24. Opvallend is dat Grauwe Kiekendief en Kemphaan na jaren van afwezigheid weer in het gebied tot broeden kwamen. Daarnaast geldt voor Roerdomp en Bruine Kiekendief dat met de vastgestelde gebiedstotalen het instandhoudingsdoel wordt gehaald, iets wat jarenlang niet het geval was. Voor Rietzanger, Snor en Blauwborst voldoen de gebiedstotalen al langer aan de instandhoudingsdoelen, maar voor Kluut is dat niet het geval.

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 effecten van inundatie op muizen

Voor de zuidelijke platen (grazig met rietopslag) wordt voor de periode 2015-2024 een significant negatief effect van het maximum waterpeil t.o.v. maaiveld in de winter op het aantal individuele vangsten van zowel Veldmuis als Aardmuis in de herfst erna vastgesteld. Voor de noordelijke met Kruipwilg begroeide platen is dat niet het geval. Het verschil in resultaat tussen de noordelijke en zuidelijke platen komt overeen met de verwachting dat woelmuizen in een kruipwilgbegroeiing een inundatie beter overleven dan in een grazig / rietvegetatie.

Deze resultaten bevestigen het patroon dat naar voren kwam uit de eerdere modelselectie-analyse voor gegevens uit de periode 1983-2001 (Beemster *et al.* 2024). Hierbij werd eveneens vastgesteld dat er een negatief verband was tussen het maximum waterpeil (t.o.v. maaiveld) in de winter op het aantal individuele vangsten van Veldmuis in de herfst erna.

Conclusies effecten van inundatie op muizen etende roofvogels

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) erna is onderzocht voor soorten die in het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk). In de periode 2011-2024 is dat onderzocht voor foeragerende vogels, in de periode 1981-2024 voor alle vogels (zonder gedragsindeling).

Voor de periode 2011-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna ($p < 0,01$). De interactie tussen waterpeil en soort was ook significant ($p < 0,01$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, tussen de soorten verschilt. Torenvalk en Grauwe kiekendief, soorten die relatief afhankelijk zijn van woelmuizen, lijken meer effect van inundatie te ondervinden dan Bruine kiekendief.

Ook voor de periode 1981-2024 werd een significant negatief effect vastgesteld van het maximum waterpeil in de winter op het aantal foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenvalken in de zomer erna ($p = 0,05$). In dit geval was de interactie tussen waterpeil en soort niet significant ($p = 0,52$), hetgeen betekent dat de mate waarin waterpeil effect heeft, niet verschilt tussen de soorten.

8.2. Aanbevelingen

Aanbevelingen maaiveldhoogte en overstroming

Voorgesteld wordt om de bodemhoogtemetingen bij de pq's voort te zetten. Dit omdat de locaties van de hoekpunten al ingemeten worden voor het terugvinden van deze locaties. Dat houdt in dat de metingen alternerend worden uitgevoerd: het ene jaar een helft van de locaties, het andere jaar de andere helft. Net als bij het opnemen van de pq's. Additionele hoogtebodemmetingen zijn niet meer nuttig. Qua analyse wordt specifiek gefocussed op de maaiveldddaling en de daarmee gepaard gaande overstromingsrisico op de hogere en door riet gedomineerde plaatdelen in het zuiden. Dus eigenlijk een ruimtelijke selectie van de huidige analyse en dat koppelen aan de bevindingen die zijn vastgesteld voor de relatie tussen inundatiehoogte in de winter en muizenvangsten.

Aanbevelingen grond- en oppervlaktewater

De hydrologische modellering in Menyanthes onderzoekt of er, gecorrigeerd voor neerslag en verdamping, een relatie is tussen grondwaterregime en maaiveldddaling en waterstanden in het meer. Dit is één van de belangrijkste stappen om het effect van maaiveldddaling, deels als gevolg van diepe bodemdaling, te analyseren. We stellen dan ook voor om hier mee door te gaan. Wel zijn er daarbij enkele aandachtspunten:

- Voor in ieder geval 4 grondwaterbuizen zijn automatische divers aan vervanging toe en ook een deel van de anderen lopen tegen hun eind. Doorgaan betekent in ieder geval ook het vervangen van de vier divers en twee op reserve houden.
- Modellering met Menyanthes wordt lastiger want het programma wordt niet meer ondersteund. Dus zoeken naar alternatieven, bijvoorbeeld via tijdreeksanalyses in R.
- Er zijn nu 3 eigen oppervlaktewatermeetpunten. In de praktijk gebruiken we vaak de standen gemeten bij Lauwersoog (van Waterschap) vanwege de langere tijdreeks. We stellen voor om daarom 2 oppervlaktewater meetpunten te laten vervallen.

Aanbevelingen vegetatiemonitoring

Permanente kwadraten

Ondanks dat er van jaar tot jaar verschuivingen optreden in indicatiewaarde zijn dit doorgaans kleine veranderingen t.o.v. de gehele meetreeks tot dan toe voor die locatie. Voorgesteld wordt om de monitoring van de pq's voort te zetten maar de frequentie te verlagen: niet elk pq elk jaar opnemen, maar elk jaar een helft van de pq's. Een exacte verdeling wordt hiervoor nog gemaakt, maar om praktische redenen ligt het voor de hand te kiezen om dit op deelgebiedsniveau onder te verdelen.

Vegetatiestructuur

Een vegetatiestructuurkartering op basis van 2D orthofoto's is vrij moeizaam. De beste benadering zo zijn om dit op basis van stereoscopische foto's genomen in gunstig seizoen te doen. Maar dat is prijzig omdat hiervoor specifiek gevlogen moet worden. Een andere optie is om te bezien in hoeverre het AI programma Carto (ontwikkeld door Sphera) hier een eenvoudiger en goedkopere mogelijkheid toe biedt. Een validatie van de resultaten door Carto zou daarom plaats moeten vinden. Deels gebeurt dit al door de Provincie. Daar kan bij aangesloten worden. Doordat die data dan jaarlijks beschikbaar komt, kan een relatie gelegd worden tussen broedhabitat en vogelaantallen.

Aanbevelingen broedvogels

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2025 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Ook voor de jaren erna zou continuering van de lopende monitoring goed zijn om trends van broedvogels vast te leggen. 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. 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.

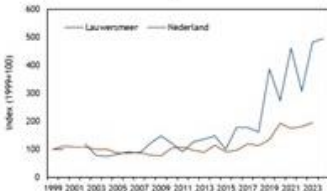
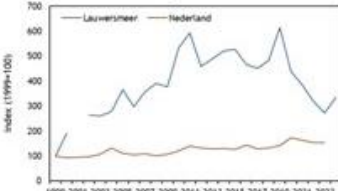
Aanbevelingen muizen en muizen etende roofvogels

Voor het hoogwatergebied in het Lauwersmeer is een significant negatief effect vastgesteld van het maximale waterpeil in de winter op zowel het aantal individuele vangsten van woelmuizen in de herfst erna (op de zuidelijke platen, niet op de noordelijke platen) als het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer erna (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Torenvalk). Woelmuizen en foeragerende muizen etende roofvogels ondervinden dus nadeel van (grootschalige) inundaties. Dit impliceert dat maaiveldddaling als gevolg van gaswinning mogelijk een negatief effect heeft op de aanwezigheid van woelmuizen en foeragerende, muizen etende roofvogels, indien deze maaiveldddaling leidt tot een verhoogde kans op inundatie van delen van het gebied.

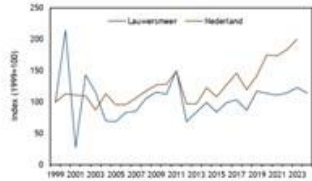
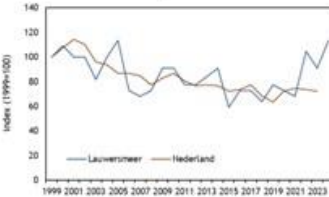
Met de gegevens die in de afgelopen tien jaar zijn verzameld, en met behulp van het recent ontwikkelde maaiveldhoogte- en inundatiemodel, is het mogelijk een inschatting te maken van het effect van maaiveldddaling door gaswinning op het voorkomen van woelmuizen en muizen etende roofvogels.

Speciale aandacht zal hierbij uit moeten gaan naar de gevolgen voor de kwaliteit van het leefgebied van muizen etende roofvogels die zich kwalificeren voor het Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief, Velduil). Omdat het effect van maximum waterpeil op woelmuizen niet is vastgesteld voor de noordelijke (meer zandige) platen met een kruiwilgbegroeiing op de hogere delen, zal deze vervolganalyse zich richten op de delen van het Lauwersmeer die overeenkomen met de zuidelijke (meer lutumrijke) platen met een grazige/ rietbegroeiing. Op deze platen is in de periode 2011-2024 ook het merendeel van de foeragerende muizen etende roofvogels vastgesteld- waarschijnlijk mede omdat woelmuizen onder de dichte kruipwilgbegroeiing op de noordelijke platen lastig vangbaar is- waarmee dit ook het meest relevante foerageerhabitat voor deze soorten betreft.

Deze voorgestelde vervolganalyse is, naar onze overtuiging, de laatste en noodzakelijke schakel in het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag van dit monitoringproject: welke invloed heeft bodemdaling op muizen etende Natura 2000-doelsoorten in het Lauwersmeer?

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

Figuur 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)
Rietzanger 	positief 	stabiel (negatiever dan landelijk)	soort van droog tot vochtig rietland; Heeft maximum-dichtheid in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken; Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken is de dichtheid lager.	➤ beweiding met aantasting gesloten rietvegetatie is negatief voor de aantalsontwikkeling. ➤ toename van inundatie frequentie verkleint draagkracht van het gebied ➤ opschuiven van soort verwacht op moment dat platen natter worden; op hogere platen echter beperking door uitbreiding struweel	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie ➤ lopende monitoring duidt recent op verminderde aantasting van de gesloten rietvelden door de beweiding.
Bruine Kiekendief 	negatief 	Negatief, maar recent positief; broedpopulatie onder instandhoudingsdoel	kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren; mijdt daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden; foerageert later in het broedseizoen vooral op muizen; foerageert op de hogere plaatdelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag	➤ komt door toenemende versnippering van rietvegetaties op beweidde platen alleen nog tot broeden op onbeweidde platen en in moerasontwikkeling; ➤ verbossing van rietvegetaties door natuurlijke successie is negatief voor de soort ➤ inundatie van platen zorgt voor lagere dichtheid 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	➤ lopende monitoring duidt op aantasting van het broedhabitat als gevolg van successie (struweel opslag) ➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie
Blauwe Kiekendief 	negatief	in winterhalfjaar meest algemene muizen etende roofvogel; winterpopulatie met grote fluctuaties	Gebruikt het gebied in de winter als slaapplek; foerageert buiten broedseizoen vooral op muizen; foerageert bij voorkeur in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag op hogere plaatdelen	➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien ➤ toename wilgenopslag is ongunstig ➤ negatief effect van inundatie op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de foerageerfunctie	➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie

Figuur 8.2. vervolg

Literatuur

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Proceedings of the 2nd international symposium on information theory, 267–281.
- Bakker, R., W. Bijkerk & R. Buijs 2015. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Achtste voortgangsrapportage (2014). A&W-rapport 2084. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Bakker, R & P. de Hoop 2016. Vegetatie- en plantensoortenkartering Lauwersmeer 2015. A&W-rapport 2195. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Bates D, M. Mächler, B. Bolker, S. Walker 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software, 67 (1): 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- 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. & Bijkerk W. 2005. Natuurwaarden in het Lauwersmeergebied en mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning. A&W-rapport 703. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N., R.M.G. van der Hut, B. Koks & C. Trierweiler. 2011. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen. Pilotonderzoek in 2010. A&W-rapport 1581. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. B. Koks, R. van der Hut & M. Postma. 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, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.

- Beemster, N. 2019a. Box 2: Detailanalyse van de foerageerfunctie van het gebied voor Grauwe kiekendieven. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. 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, Feanwâlden / 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. Prooibeschikbaarheid en broedveiligheid voor Grauwe kiekendief en Velduil in en rond Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 2521. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N., M. Sikkema & S. Attema 2020. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2019. A&W-rapport 3279. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & 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 2022. 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.
- Beemster, N., R. Kleefstra, W. Bijkerk, M. Bekkema, W. Bil, P. de Boer, R. Buijs, W. van Manen, J. Stahl & R. Venderbos 2024. Bodemdaling in het Lauwersmeer. Monitoring effecten van aardgaswinning op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2023. A&W-rapport 23-178, SOVON rapportnr. 2024/26. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Beheereenheid Lauwersmeer, Wad & Hogeland 2021. Begrazingsbeheer in het Lauwersmeer. Staatsbosbeheer, De Rug 1/A, Lauwersoog.
- Boele A., Vergeer J.W., van Bruggen J., Goffin B., Koffijberg K., van Oostveen C., Schoppers J. & Jansen D. 2024. Broedvogels in Nederland in 2023. Sovon-rapport 2024/40. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Bodemdaling in het Lauwersmeer. Monitoring effecten van aardgaswinning op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2023. A&W-rapport 23-178, SOVON-rapport 2024/26. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2008. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Eerste voortgangsrapportage (2007/2008). A&W-rapport 1123. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- 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, Veenwouden.
- 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. 2025. Trends, broedresultaten en voedsel van roofvogels in Nederland in 2024. De Takkeling 33 (1): 5-52.
- Brongers, M., W. Bijkerk & N. Minnema 2023. Analyse en projectplan Gelte Herne. A&W-rapport 22093. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Coops, H. & W. Bijkerk 2021. Evaluatie oevervegetatie Lauwersmeer. Rapportnr.: Scirpus210201. Scirpus Ecologisch advies, Weesp.
- van Deursen M., Cornelissen P. Vulink T. & Esselink P. 1993. Jaarrondbegrazing in de Lauwersmeer: zelfredzaamheid van grote grazers en effecten op de vegetatie. De Levende Natuur 94: 196-204.
- Dijkstra, C., N. Beemster, M. Zijlstra, S. Daan & M. van Eerden 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevobericht 303, Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

- Dijkstra, C. & M. Zijlstra 1997. Reproduction of the Marsh harrier *Circus aeruginosus* in recent land reclamations in the Netherlands. *Ardea* 85: 37-50.
- Holtland J. & Hennekens S. 2020. Handleiding Iteratio 2, 2020. BIJ12, Utrecht.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology* 68: 102-111.
- Kater, B. & F. Volbeda 2018. Van Lauwersmeer naar Lauwerskust. Een ecologische verkenning naar de effecten van vijf peilbeheer Scenario's in het Lauwersmeergebied. Arcadis, Zwolle.
- 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., 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 / A&W-rapport 21-180, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.
- 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.
- Lehsten, D., J.R. von Asmuth & M. Kleyer 2011. Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. *Wetlands* 31(3):511-520.
- NAM 2007. Winning Waddengas vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Monitoringsprogramma 2007 – 2012. NAM documentnr. EP20070101533. NAM, Assen.
- NAM 2024. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Resultaten uitvoering Meet- en regelcyclus 2023. NAM documentnr. EP202402225793. NAM, Assen.
- QGIS Development Team, 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>
- R Core Team 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Van Boekel, W. & M. Jansen 2022. Aantallen en dieet van overwinterende Blauwe kiekendieven op een slaapplek in De Onlanden. *Limosa* 95 (3): 134-153.
- Van de Pol M, L. Bailey, N. McLean, L. Rijsdijk, C. Lawson, L. Brouwer 2016. Identifying the best climatic predictors in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1246–1257. doi:10.1111/2041-210X.12590.
- Van de Rijt & Esselink 2006. Toepassing van het vegetatiemodel EMOE voor de introductie van een gedempt getij in de Lauwersmeer. Rapport 2006-2, Hansson Ecodata / rapport 2006-102, Bureau Koeman Bijkerk, Haren.
- Veen K. van der, W. Bijkerk & M. Brongers 2005. De Vegetatie van de Lauwersmeer in 2004. A&W-rapport 572. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Vergeer J.W., Boele A., van Bruggen J. & van Turnhout C. 2023. Handleiding Sovon Broedvogelmonitoring: Broedvogel Monitoring Project en kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Von Asmuth, J.R., K. Maas en M. Knotters 2005. Handleiding Menyanthes versie 1.6. Kiwa projectnr. 305547050, KIWA water research, Nieuwegein.

- Wijnhoven, S. van, 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. van, 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.



In 2017 en 2018 is het voormalige graslandgebied vergraven tot ondiepe waterzones met afwisseling van rietland. In 2024 profiteerden o.a. Steltkluten van de hoge waterstanden en kwamen er met zes paren tot broeden (plus nog tien paar in de Ezumakeeg direct zuidelijk van de Bochtjesplaat). Bochtjesplaat, 28 maart 2024. Foto: Peter de Boer.

Bijlagen

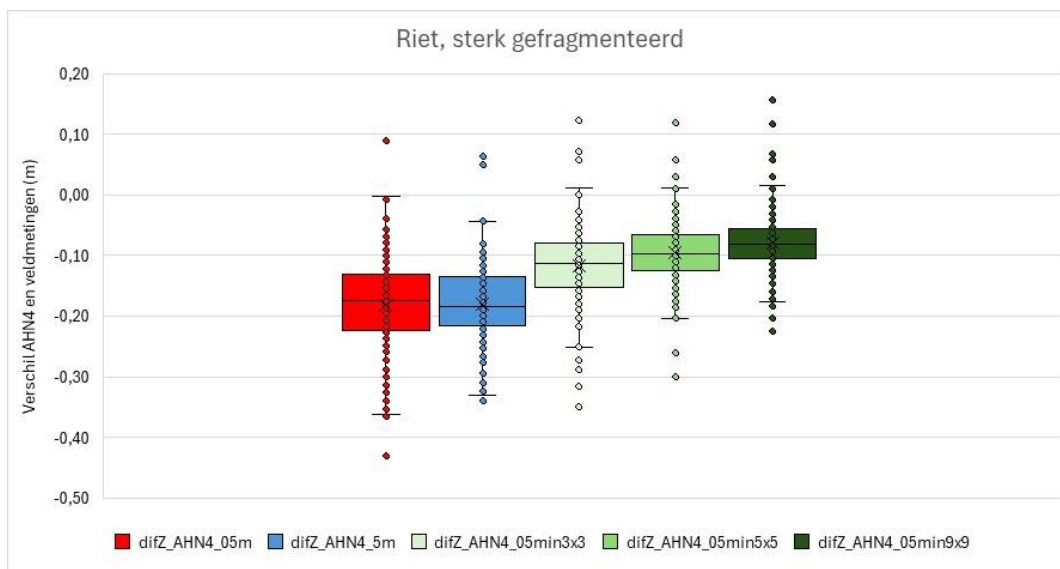
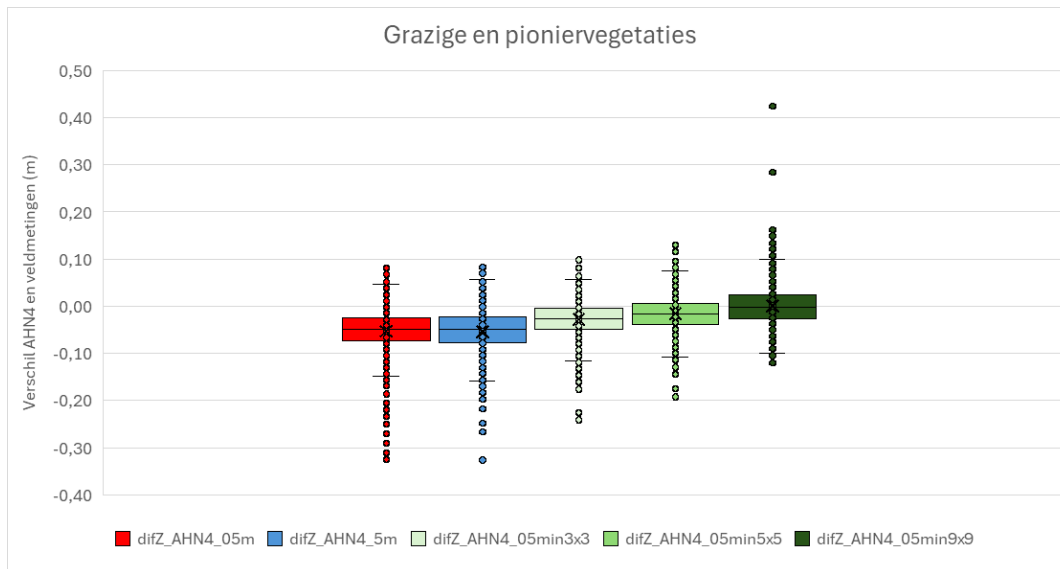
Bijlage 1. Maaiveldhoogte bij permanente kwadraten (in m NAP)

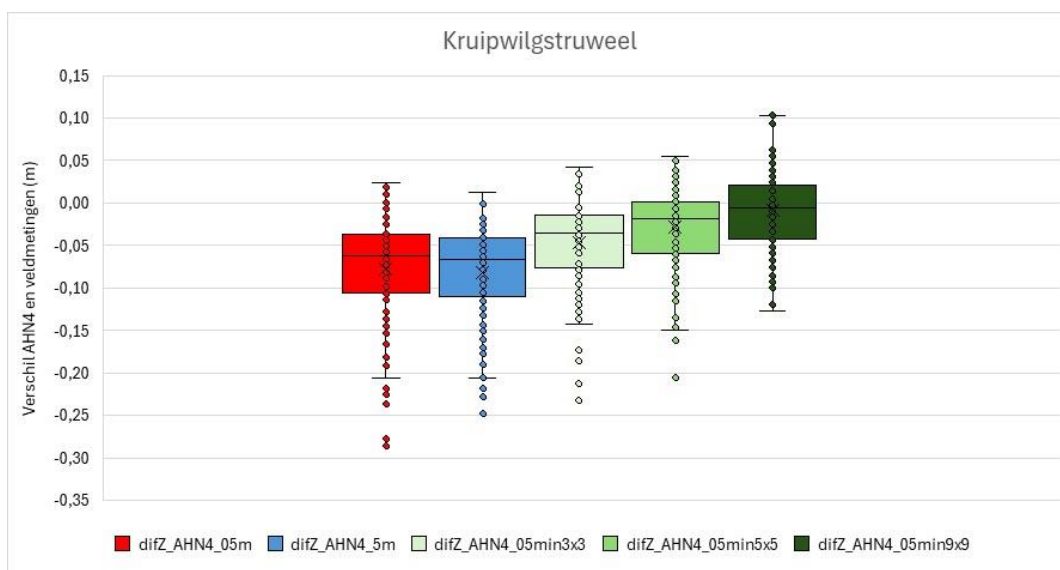
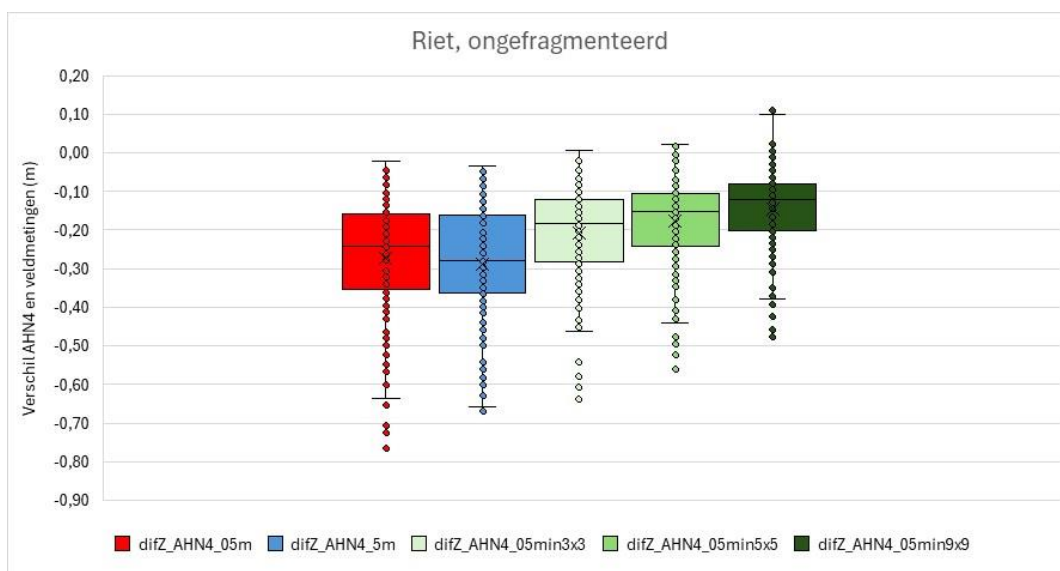
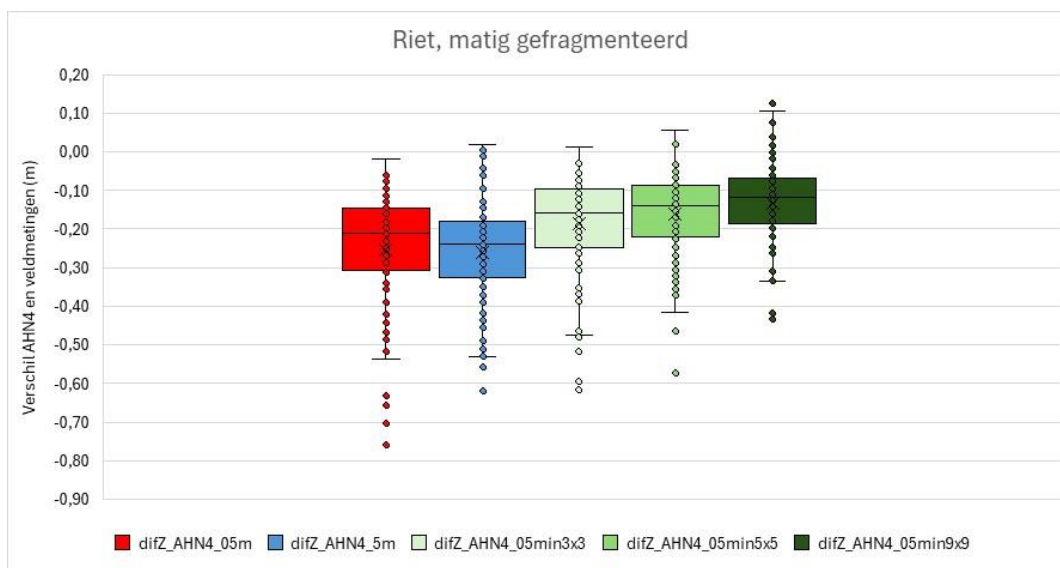
	pgnr	2008	2012	2019	2020	2021	2022	2023	2024	trend* (mm/jr)
Bantswal	BW1N	0,35	0,34							
	BW1Z	0,30	0,31							
	BW2N	0,16	0,14	0,17	0,12	0,07	0,11	0,12		-3,9
	BW2Z	0,17	0,15	0,16	0,14	0,10	0,12	0,14		-2,8
	BW3N	-0,43	-0,44							
	BW3Z	-0,44	-0,44							
	BW4N	-0,03	-0,02	-0,05	-0,06	-0,08	-0,08	-0,01	-0,01	-1,1
	BW4Z	-0,04	-0,04	-0,06	-0,09	-0,11	-0,10	-0,06	-0,04	-2,7
	BW5N	-0,20	-0,21	-0,22	-0,22	-0,26	-0,27	-0,22	-0,18	-1,3
	BW5Z	-0,27	-0,28	-0,26	-0,29	-0,30	-0,30	-0,27	-0,25	-0,2
	BW6N		-0,52	-0,41	-0,58					
	BW6Z		-0,52	-0,45	-0,56	-0,58		-0,74		
	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	0,04	0,07		-1,0
	BW11Z	0,04	0,01	0,03	0,00	-0,01	0,02	0,03		-1,8
Juf. Ale	BW12N	0,21	0,18	0,20	0,17	0,17	0,17	0,21		-2,2
	BW12Z	0,22	0,16	0,21	0,17	0,16	0,14	0,22		-3,8
	BW13N	-0,11	-0,09	-0,10	-0,15	-0,15	-0,12	-0,11		-1,9
	BW13Z	-0,11	-0,11	-0,12	-0,16	-0,17	-0,15	-0,11		-2,8
	BW14N	-0,46	-0,42	-0,47	-0,45	-0,46	-0,43	-0,37		4,3
	BW14Z	-0,43	-0,41	-0,45	-0,48	-0,48	-0,45	-0,42		-2,0
	BW15N	-0,08	-0,13	-0,15	-0,20	-0,19	-0,16	-0,16		-8,0
	BW15Z	-0,14	-0,16	-0,19	-0,23	-0,22	-0,20	-0,20		-6,7
	BW16N	-0,53	-0,55	-0,60	-0,64	-0,61	-0,62	-0,61		-8,5
	BW16Z	-0,56	-0,55	-0,60	-0,63	-0,62	-0,60	-0,62		-6,0
De Lasten	BW17N	0,39	0,34	0,37	0,37	0,34	0,36	0,38		-2,3
	BW17Z	0,24	0,17	0,20	0,19	0,18	0,19	0,20		-3,7
	BW18N	0,08	0,11	0,08	0,08	0,07	0,08	0,10		0,0
	BW18Z	0,11	0,13	0,10	0,10	0,09	0,08	0,12		-0,8
	BW19N		1,70	1,68	1,64	1,63	1,65	1,64		-11,9
	BW19Z		1,81	1,79	1,75	1,74	1,76	1,78		-6,7
	BW20N		-0,42	-0,49	-0,50	-0,50	-0,47	-0,44		-1,4
	BW20Z			-0,43	-0,49	-0,48	-0,49	-0,43	-0,40	9,2
	JA1O	-0,46	-0,48	-0,48	-0,44	-0,48	-0,48	-0,47	-0,46	0,0
	JA1W	-0,45	-0,48	-0,46	-0,43	-0,44	-0,48	-0,46	-0,44	0,6
	JA2O	-0,41	-0,44	-0,43	-0,37	-0,41	-0,42	-0,41	-0,40	1,4
De Rug	JA2W	-0,42	-0,46	-0,44	-0,37	-0,44	-0,42	-0,42	-0,41	1,5
	JA3N	-0,43	-0,43	-0,42	-0,42	-0,43	-0,46	-0,43	-0,43	-0,1
	JA3Z	-0,42	-0,43	-0,41	-0,41	-0,41	-0,43	-0,43	-0,41	0,4
	LA1O	-0,33	-0,34	-0,40	-0,34	-0,39	-0,38	-0,34	-0,32	-1,1
	LA1W	-0,33	-0,33	-0,40	-0,35	-0,35	-0,37	-0,38	-0,33	-1,8
	LA2O	-0,39	-0,39	-0,45	-0,39	-0,38	-0,43	-0,39	-0,37	-0,2
	LA2W	-0,38	-0,39	-0,46	-0,41	-0,38	-0,42	-0,39	-0,38	-1,1
	LA3O	-0,68	-0,71	-0,72	-0,66	-0,68	-0,68	-0,67	-0,65	1,7
	LA3W	-0,66	-0,64	-0,70	-0,67	-0,66	-0,66	-0,67	-0,64	-0,4
	LA4O	-0,35	-0,36	-0,40	-0,35	-0,38	-0,40	-0,37	-0,34	-1,1
	LA4W	-0,35	-0,35	-0,40	-0,35	-0,39	-0,40	-0,36	-0,34	-1,2
Zuid. Ballast- hoek	LA5O	-0,41	-0,43	-0,39	-0,41	-0,39	-0,37	-0,37		3,2
	LA5W	-0,41	-0,42	-0,38	-0,42	-0,42	-0,39	-0,37		1,3
	LA6O	-0,39	-0,44	-0,40	-0,42	-0,40	-0,39	-0,37		0,6
	LA6W	-0,39	-0,44	-0,37	-0,43	-0,43	-0,39	-0,39		-0,4
	RU1N	-0,38	-0,34	-0,38	-0,37	-0,38	-0,37	-0,34		0,6
	RU1Z	-0,39	-0,37	-0,38	-0,41	-0,40	-0,45	-0,34		2,1
	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	0,14	0,09	-1,4
	RU3Z	0,12	0,16	0,16	0,13	0,12	0,12	0,13	0,12	-0,7
Zuidelijke bld	RU4N	0,06	0,09	0,08	0,08	0,00	0,02	0,06	0,07	-1,6
	RU4Z	0,05	0,10	0,08	0,06	0,00	0,01	0,06	0,06	-1,9
	RU5N	-0,26	-0,25	-0,29	-0,27	-0,29	-0,28	-0,31	-0,26	-2,1
	RU5Z	-0,27	-0,24	-0,28	-0,27	-0,30	-0,25	-0,33	-0,26	-1,9
	RU6N	-0,38	-0,32	-0,32	-0,34	-0,35	-0,30	-0,31	-0,26	4,2
	RU6Z		-0,31	-0,27	-0,27	-0,32	-0,29	-0,28	-0,29	5,2
	RU7N	0,22	0,20	0,17	0,18	0,22	0,20	0,17		-2,4
	RU7Z	0,22	0,19	0,16	0,16	0,21	0,20	0,16		-3,8
	RU8N	-0,11	-0,15	-0,14	-0,17	-0,17	-0,15	-0,15		-4,3
	RU8Z	-0,11	-0,16	-0,14	-0,18	-0,15	-0,15	-0,16		-4,4
Zuidelijke bld	RU9O	-0,36	-0,32	-0,35	-0,38	-0,37	-0,37			-1,4
	RU9W	-0,35	-0,32	-0,36	-0,37	-0,39	-0,36			-1,6
	RU10N	-0,36	-0,40	-0,44	-0,43	-0,31	-0,41	-0,38		0,4
	RU10Z	-0,33	-0,38	-0,41	-0,44	-0,34	-0,40	-0,38		-3,7
	ZL1N	-0,42	-0,46	-0,42	-0,46	-0,51	-0,46	-0,43	-0,43	-0,9
	ZL1Z	-0,42	-0,47	-0,44	-0,48	-0,52	-0,49	-0,42	-0,47	-2,4
	ZL2N	-0,72	-0,69	-0,72	-0,73	-0,75	-0,70	-0,69	-0,68	-0,6
	ZL2Z	-0,66	-0,66	-0,65	-0,65	-0,54	-0,70	-0,66	-0,65	-0,5
	ZL3N	-0,66	-0,70							
	ZL3Z	-0,64	-0,70							
Zuid. Ballast- hoek	ZL4N	-0,76	-0,78	-0,72	-0,75	-0,75	-0,66	-0,70	-0,70	4,6
	ZL4Z	-0,76	-0,77	-0,69	-0,75	-0,74	-0,70	-0,69	-0,69	4,8
	ZL5N	-0,44	-0,45							
	ZL5Z	-0,45	-0,46							
	ZL6N	-0,72	-0,70	-0,71	-0,73	-0,71	-0,69	-0,69		2,1
	ZL6Z	-0,67	-0,65	-0,65	-0,68	-0,66	-0,65	-0,63		1,8
	ZL7N	-0,44	-0,47	-0,49	-0,56	-0,51	-0,49	-0,46		-4,2
	ZL7Z	-0,43	-0,43	-0,46	-0,54	-0,49	-0,45	-0,46		-4,1
	ZL8N	-0,44	-0,43	-0,49	-0,53	-0,47	-0,46	-0,44		-2,1
	ZL8Z	-0,44	-0,43	-0,48	-0,51	-0,49	-0,48	-0,45		-3,6
Zuid. Ballast- hoek	ZL9N	-0,45	-0,43	-0,45	-0,53	-0,46	-0,41	-0,45		-2,1
	ZL9Z	-0,42	-0,43	-0,44	-0,53	-0,46	-0,42	-0,43		-1,8
	ZB1		-0,08		-0,06	-0,10	-0,12	-0,07		-3,9
	ZB2		-0,17		-0,18	-0,17	-0,16	-0,14		5,8
	ZB3		-0,10		-0,18	-0,12	-0,14	-0,09		1,7
	SH1		-0,42	-0,44	-0,48	-0,48	-0,44	-0,44		-4,1
	SH2		-0,12	-0,16	-0,19	-0,18	-0,18	-0,14		-3,9
	SH3		-0,31	-0,23	-0,33	-0,34	-0,30	-0,31		-3,9
	ZP1		-0,49	-0,49	-0,54	-0,53	-0,51	-0,50		-2,8
	ZP2		-0,02	-0,04	-0,08	-0,04	-0,07	-0,04		0,2
Zuidelijke bld	ZP3		0,20	0,19	0,22	0,19	0,19	0,16		-6,5
	ZP4		-0,56	-0,54	-0,57	-0,61	-0,55	-0,55		-0,4
	ZP5		-0,04	-0,05	-0,05	-0,07	-0,08	-0,04		-2,3
	BP1		-0,36	-0,36	-0,39	-0,45	-0,40	-0,38		-3,9
	BP2		-0,48	-0,50	-0,55	-0,52	-0,52	-0,50		-5,9
	BP3		-0,71	-0,70	-0,77	-0,74	-0,69	-0,69		1,7
	SP1		0,00		-0,04	-0,06	-0,05	0,00		-3,4
	SP2		-0,38	-0,41	-0,43	-0,40	-0,39	-0,38		2,8
	SP3		-0,76	-0,75	-0,73	-0,74	-0,74	-0,71		7,3
	SP4		-0,55	-0,51	-0,53	-0,55		-0,50		4,5
Zuidelijke bld	SP5		-0,15	-0,15	-0,16	-0,16	-0,16	-0,13		5
	SP6		-0,64	-0,67	-0,65	-0,66	-0,61	-0,64		4,7

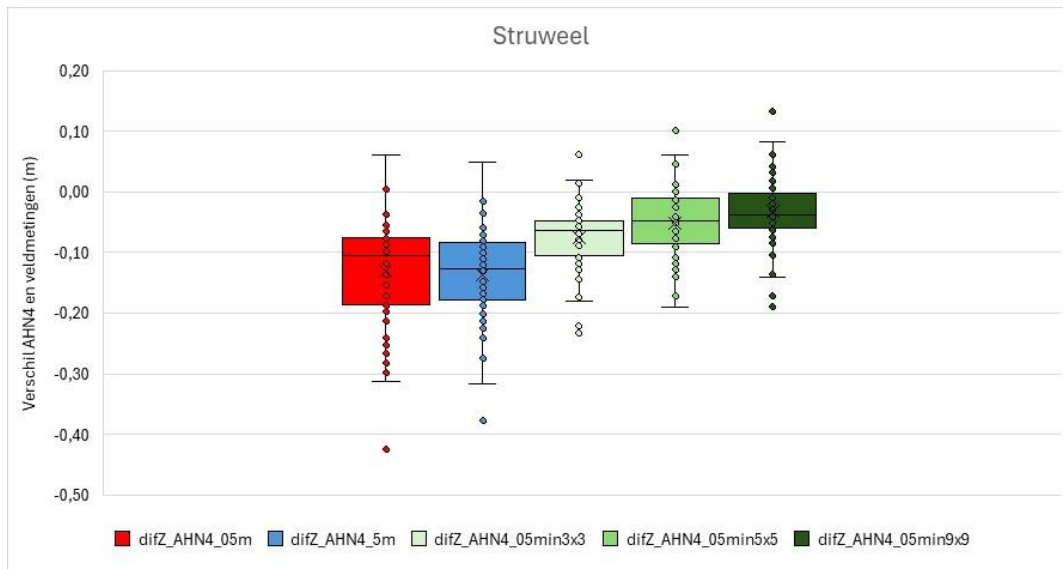
* bij vetgedrukte is sprake van significante verandering maaiveldhoogte (p< 0,05)

Bijlage 2 Boxplots Verschillen veldmetingen en maaiveldhoogtebestanden.

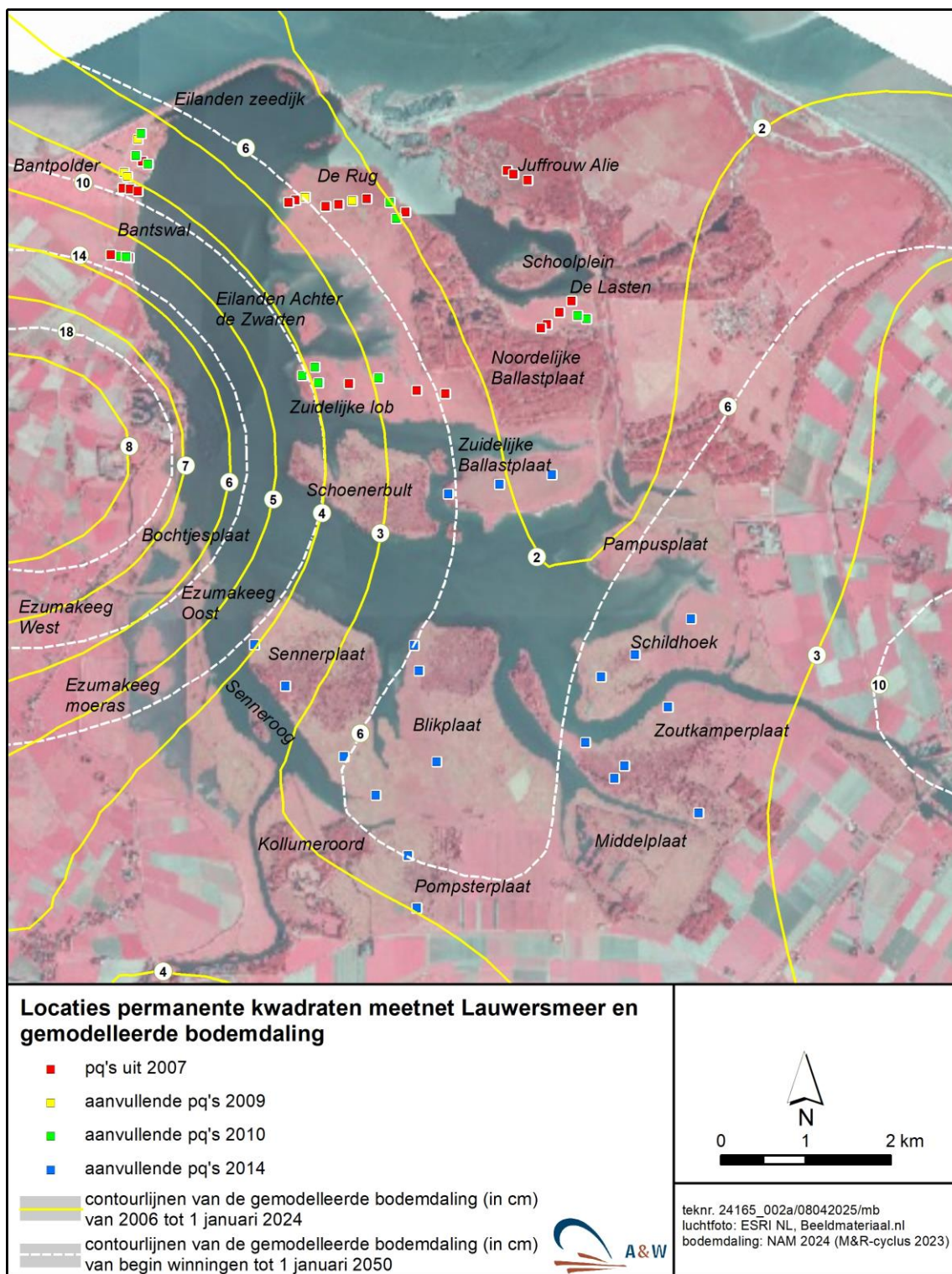
Boxplots van de verschillen tussen veldmetingen van maaiveldhoogtes bij pq's en aanvullende metingen in rietlanden ten opzichte van de geanalyseerde varianten van het AHN4 op die locaties van links naar rechts (resp. 0,5*0,5 m origineel; 5*5 m; 0,5*0,5m focal statistics op minimum in 3x3 cellen; idem in 5x5 cellen; idem in 9x9 cellen). De X in de box is het gemiddelde, de lijn in de box geeft de mediaan weer. De deelfiguren verschillen in het vegetatiestructuurtype waarin de metingen zijn uitgevoerd.



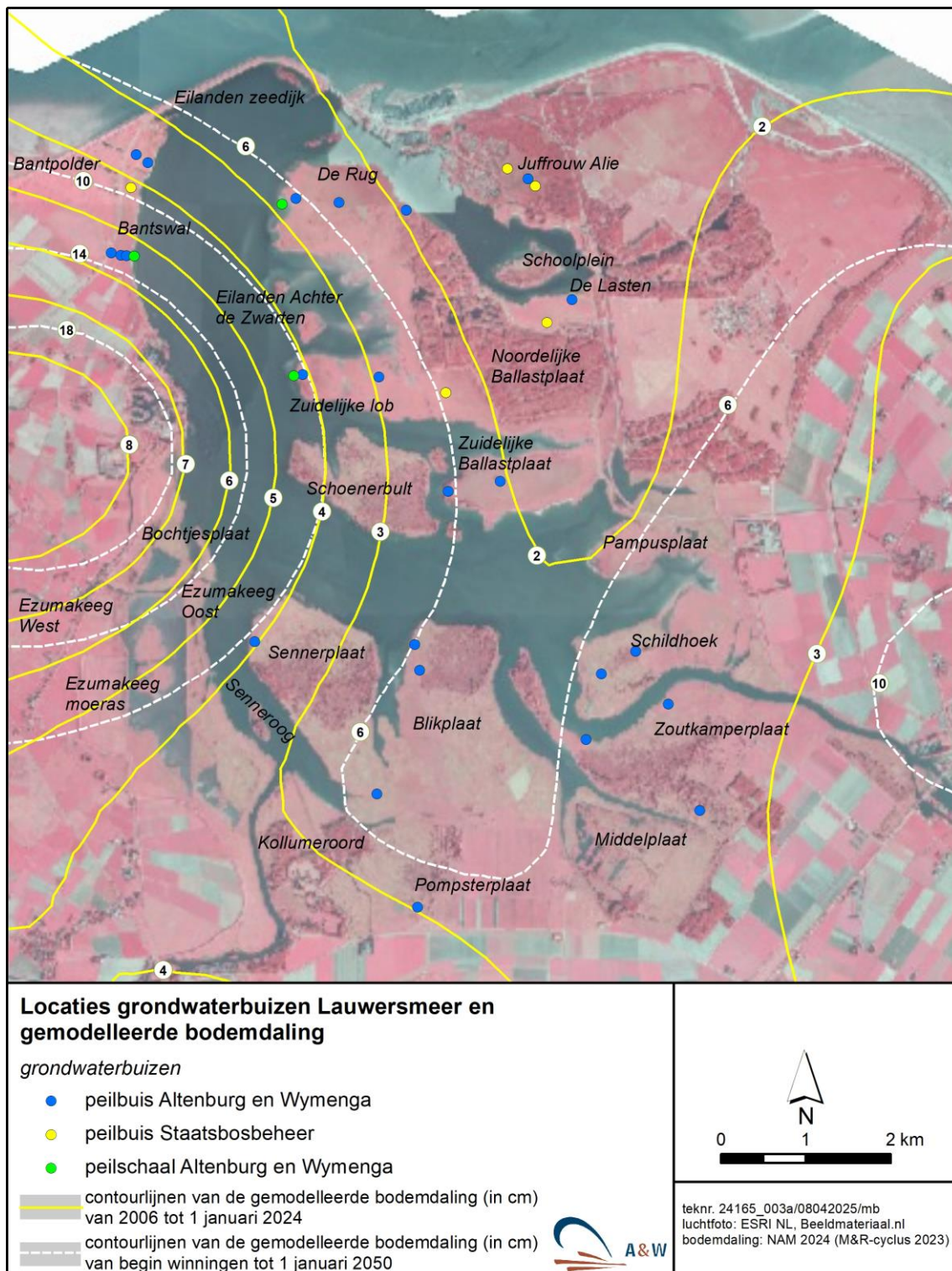




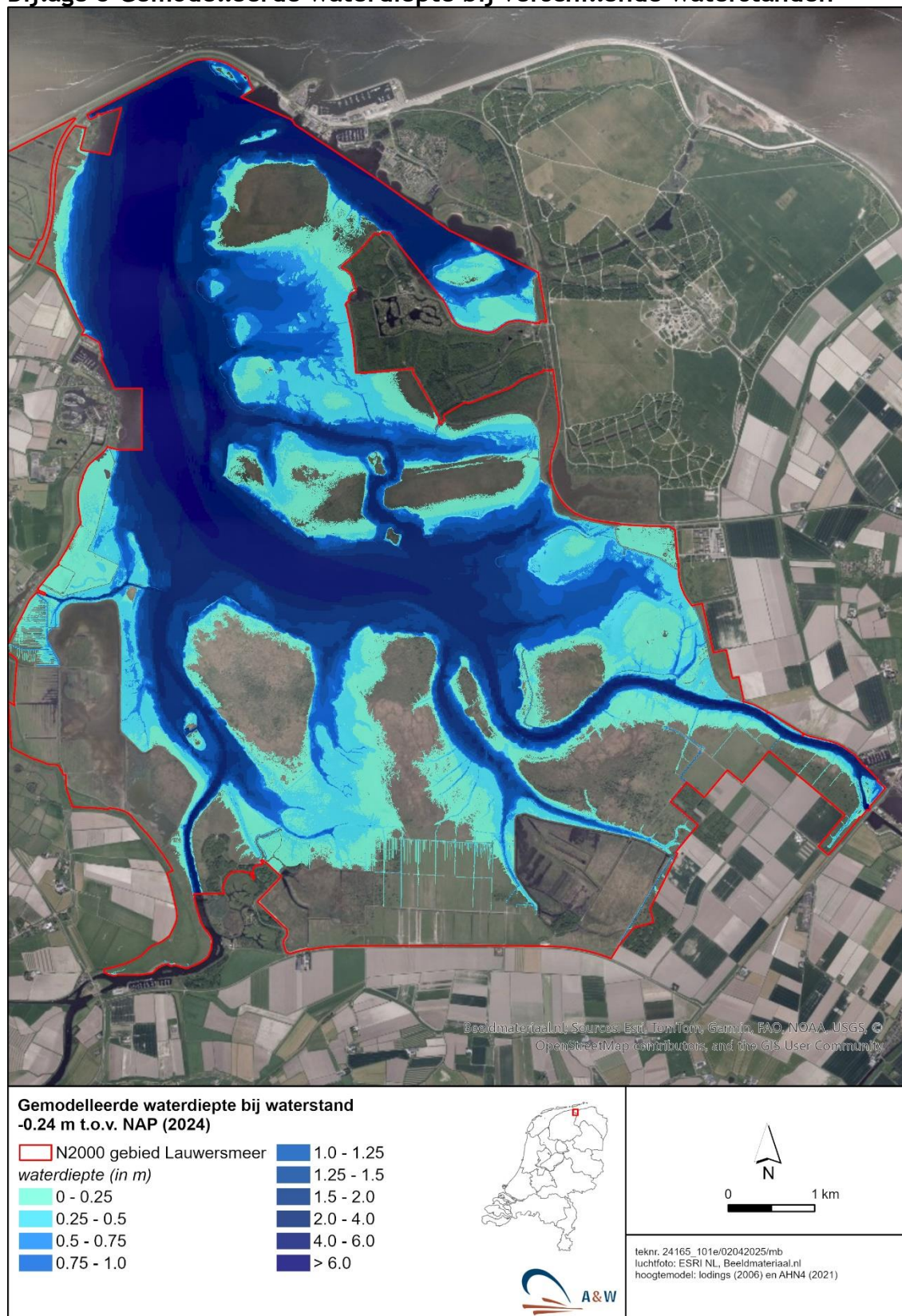
Bijlage 3. Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling

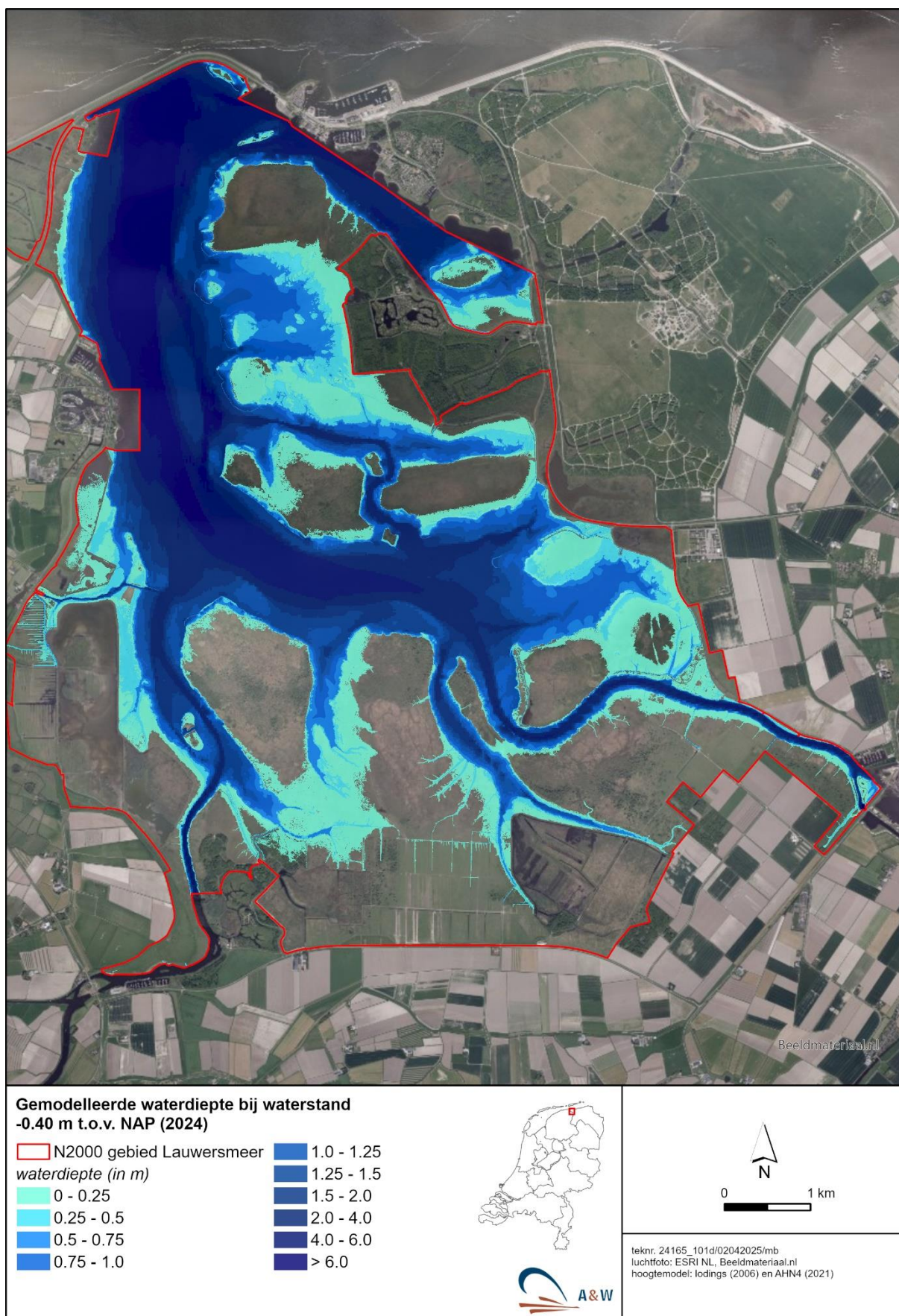


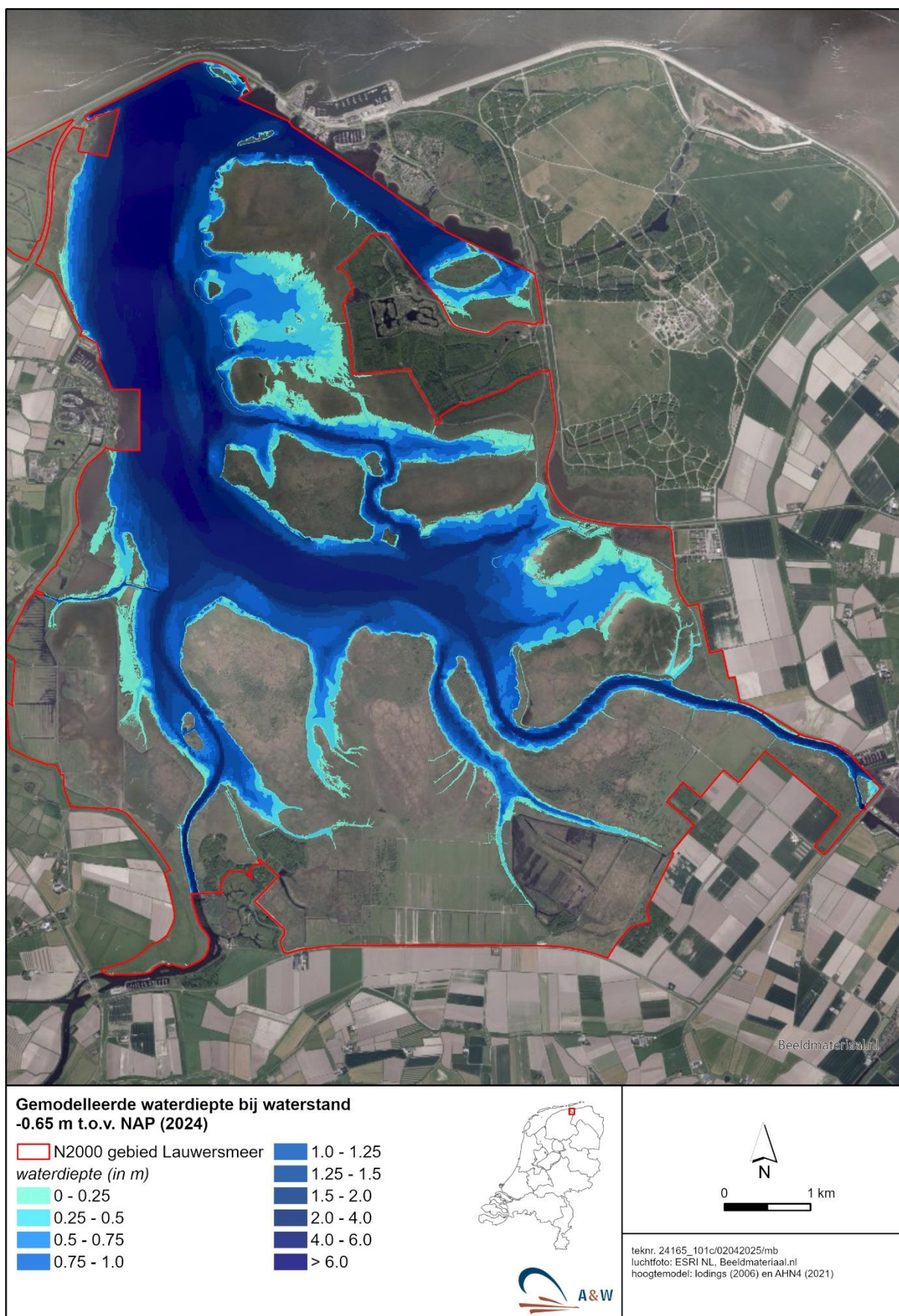
Bijlage 4 Locaties grondwaterbuizen en gemodelleerde bodemdaling

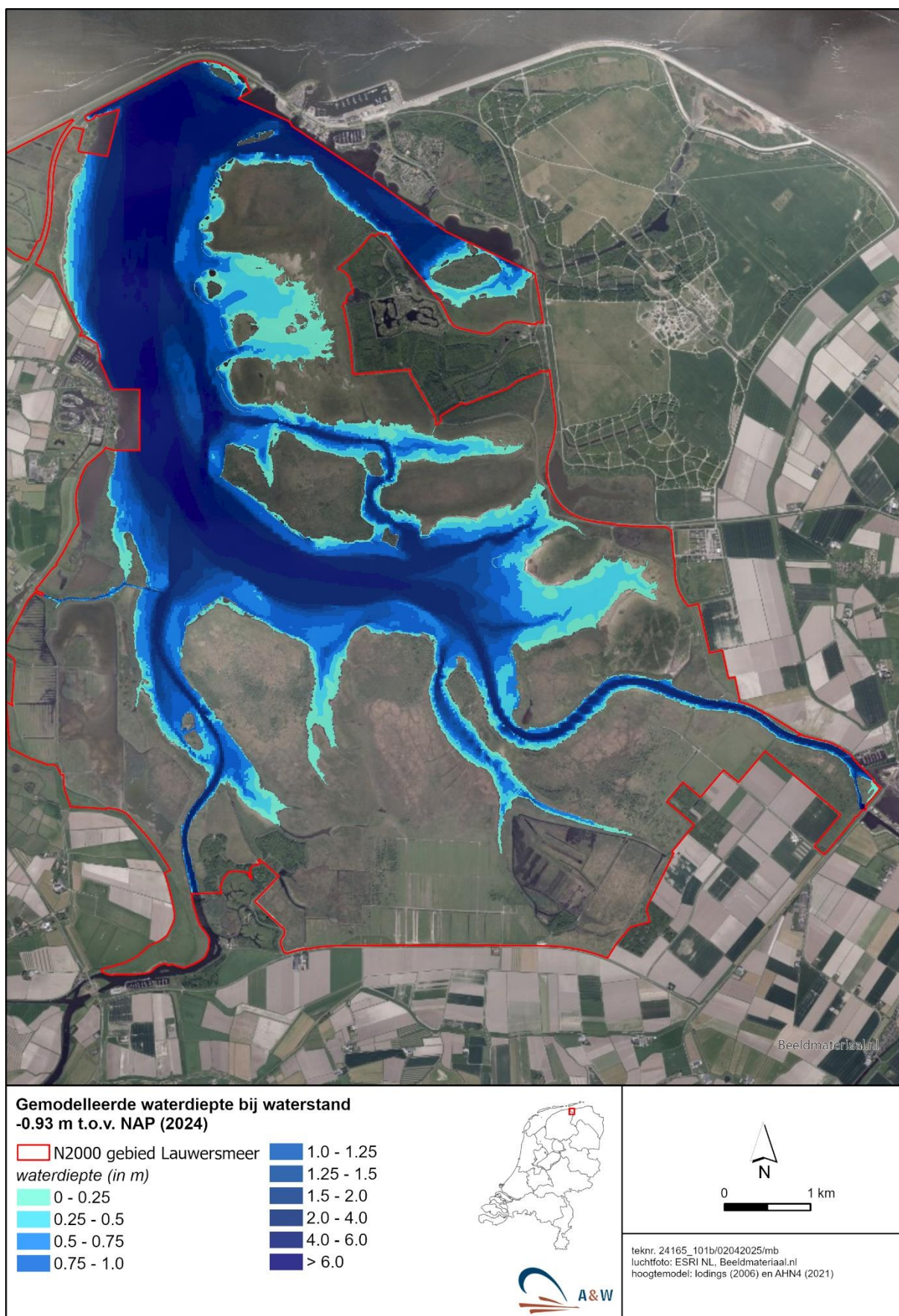


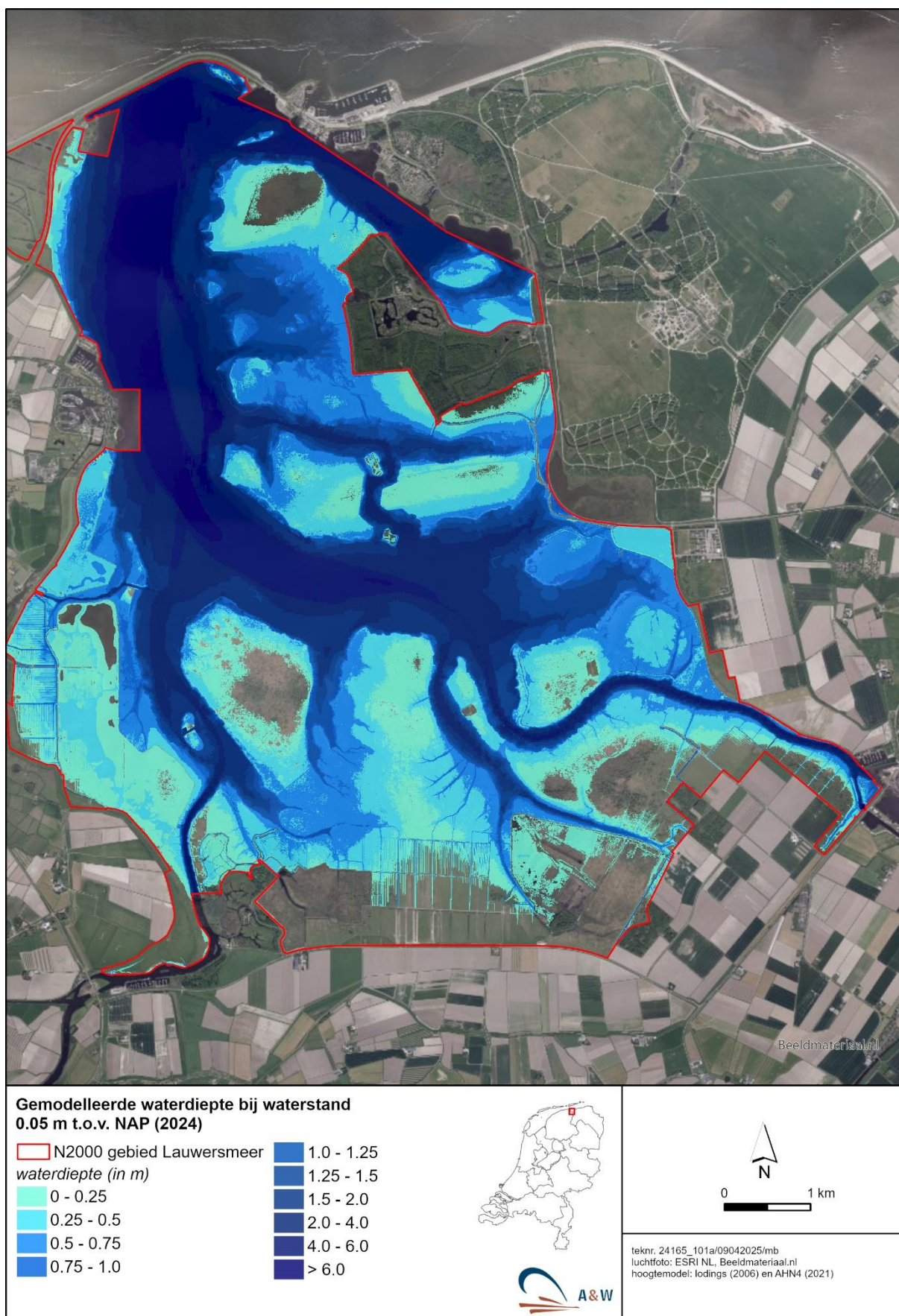
Bijlage 5 Gemodelleerde waterdiepte bij verschillende waterstanden



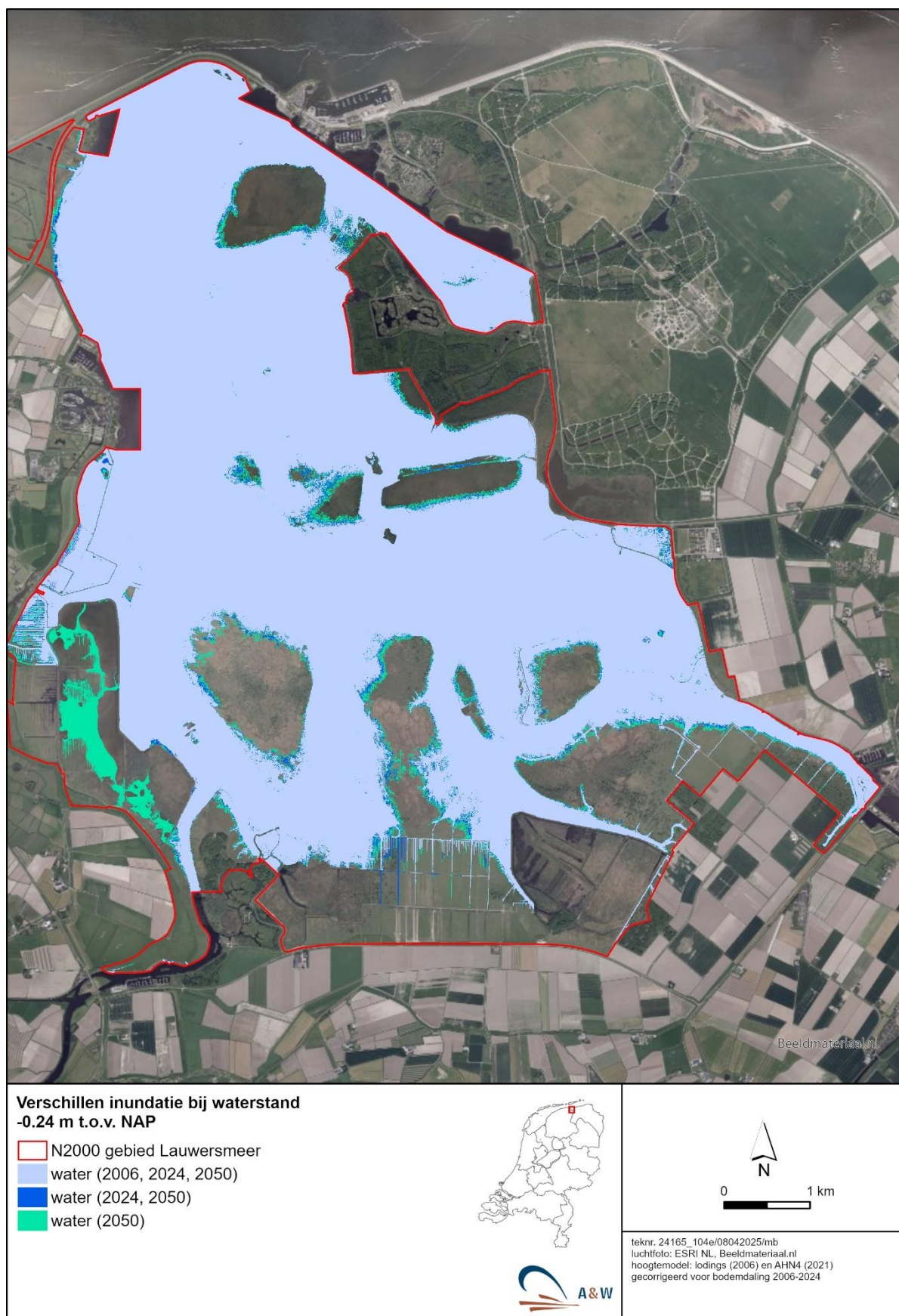


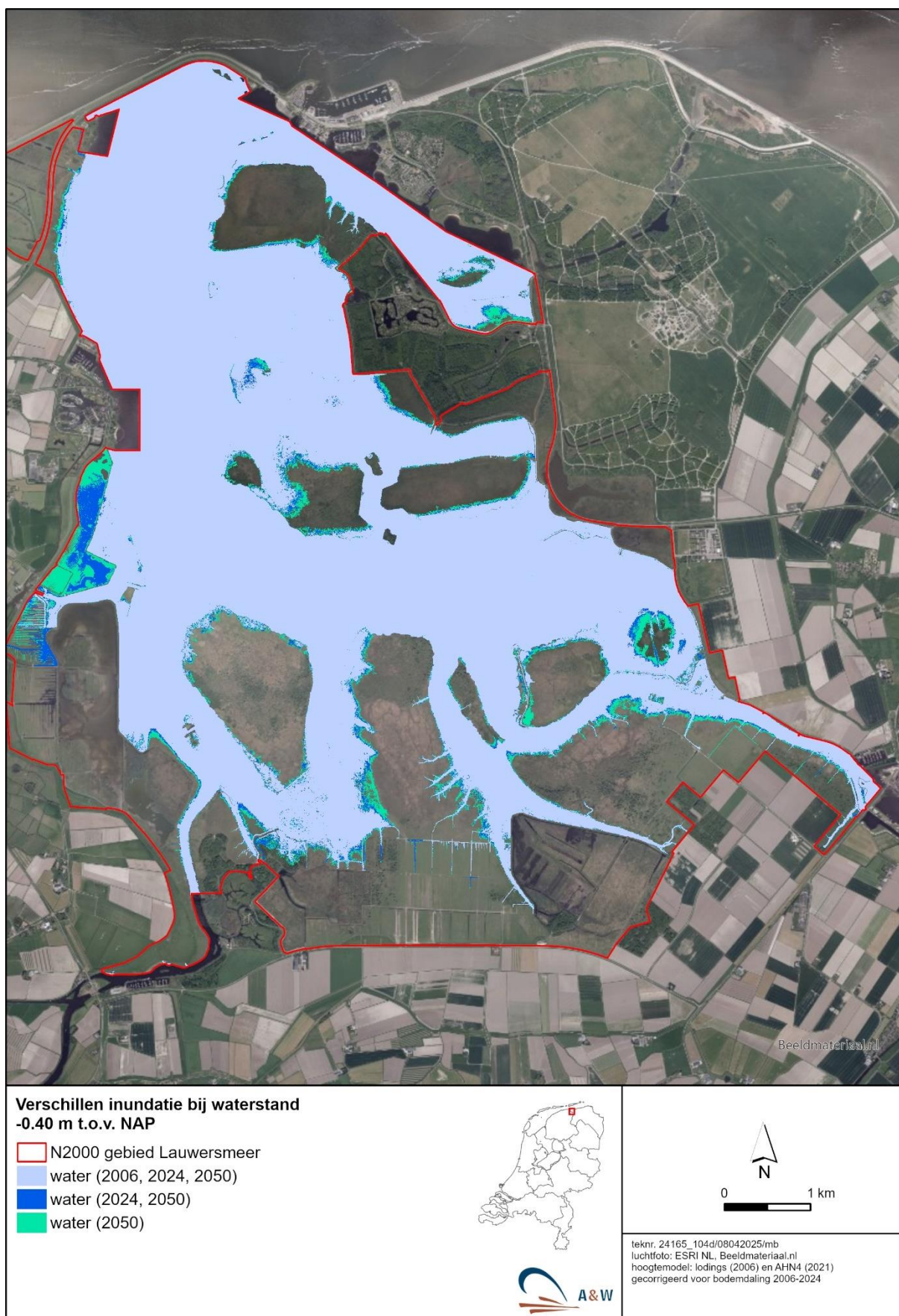


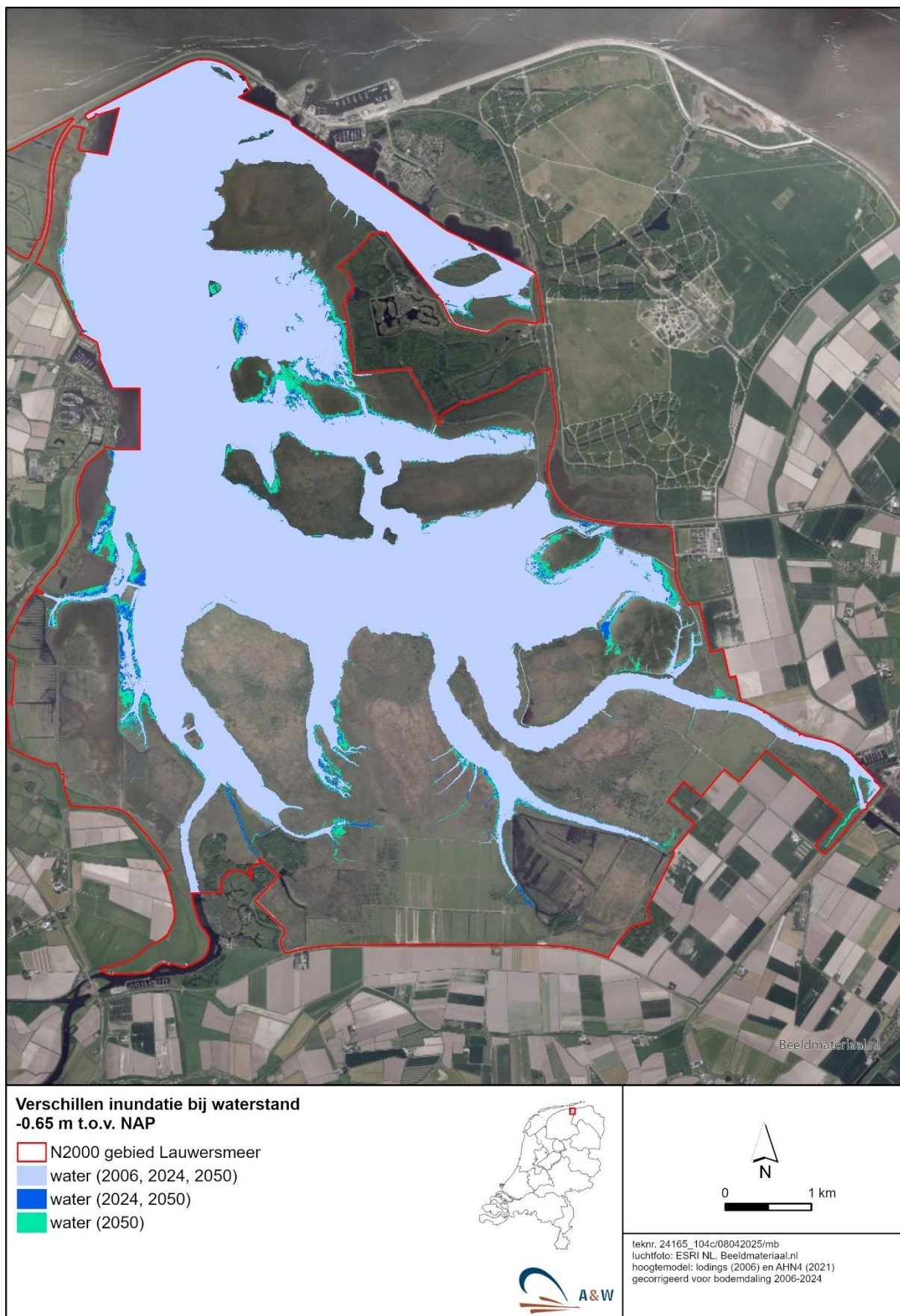


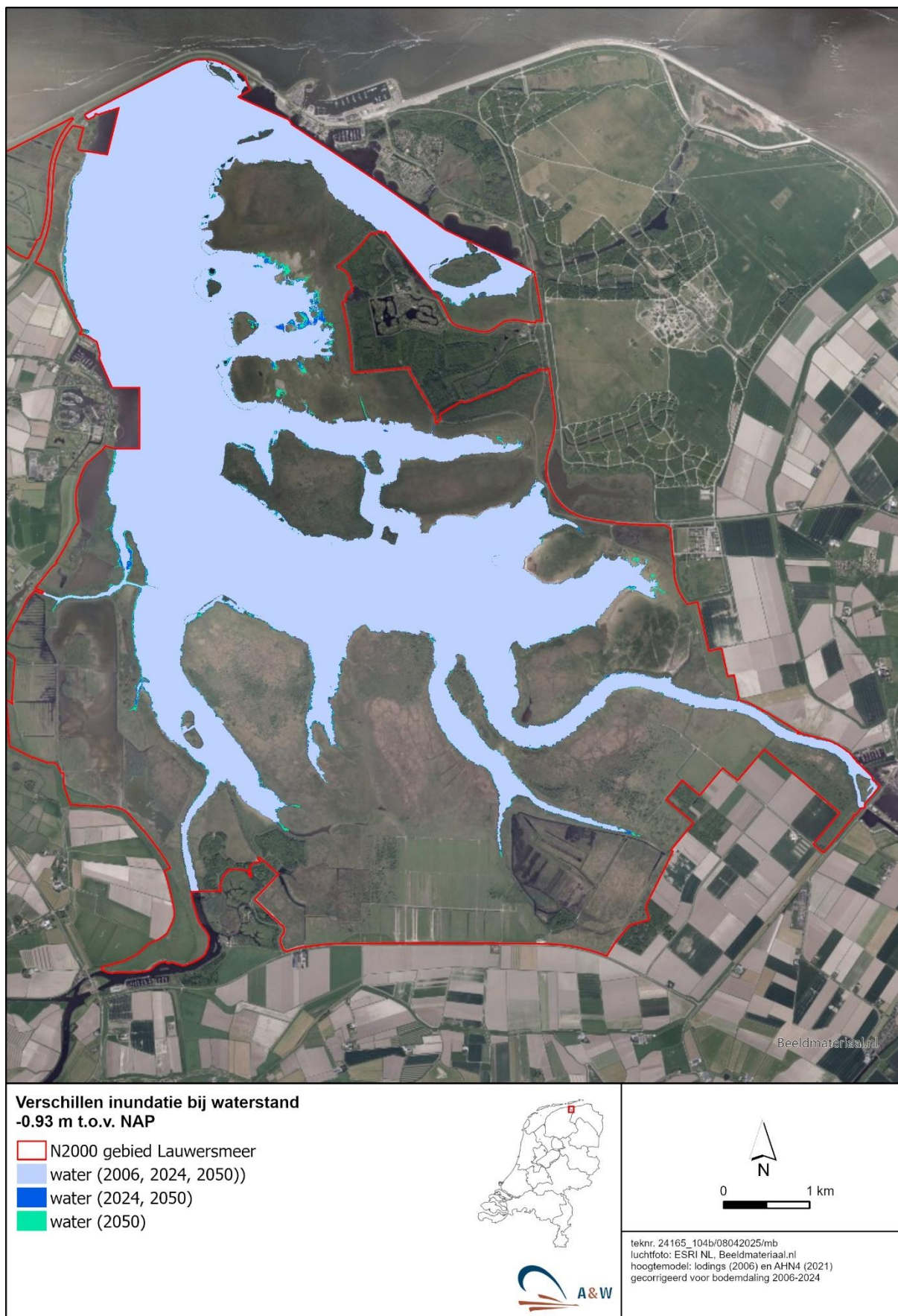


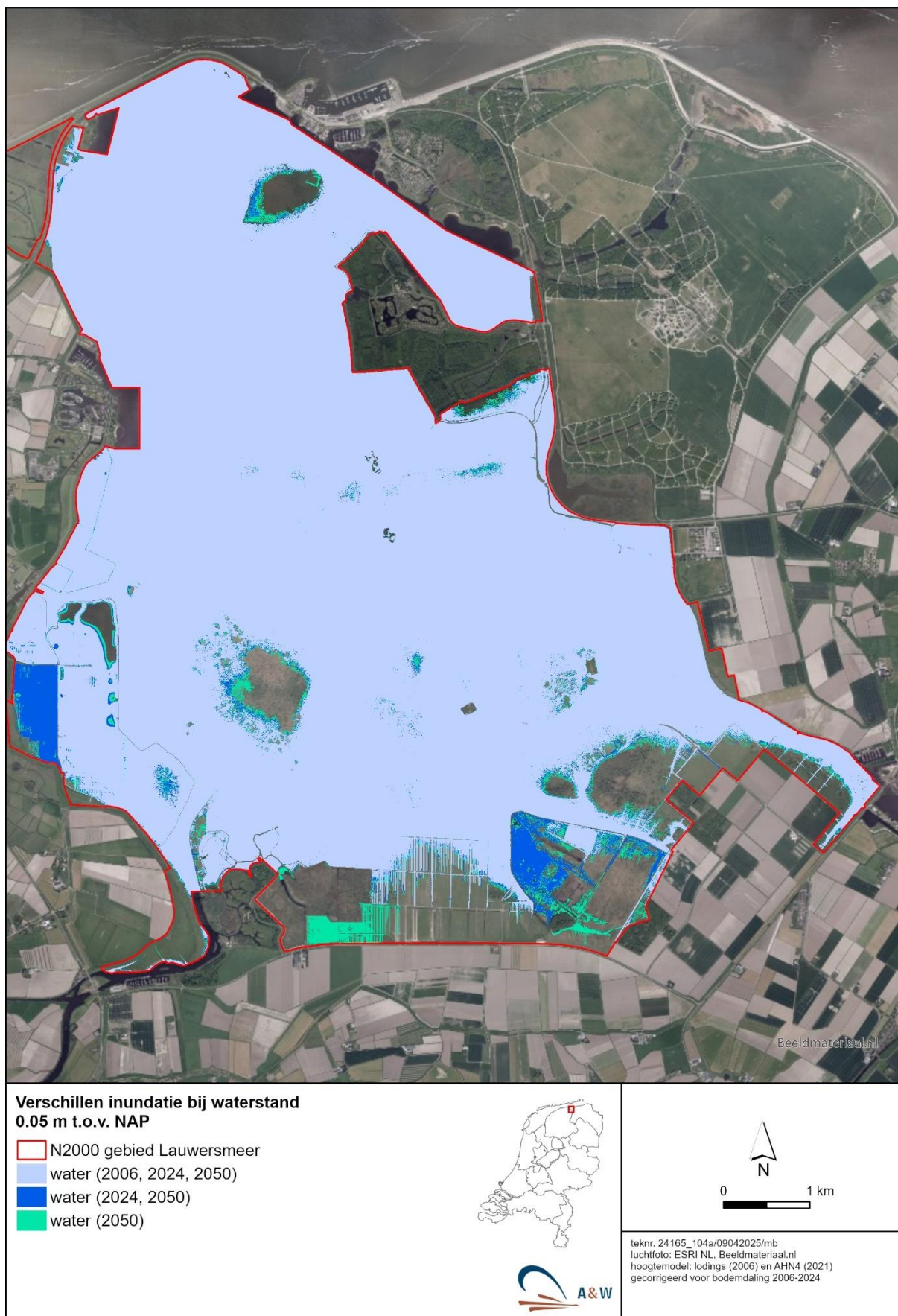
Bijlage 6 Kaartbeelden van gemodelleerde inundatieverschillen











Bijlage 7 Vegetatieopnames 2024

Digitale bijlage als pdf bestand

Bijlage 8. Waterpeilen Lauwersmeer op de 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)
15-1-2024	-0,54	-0,02
12-2-2024	-0,95	-0,02
18-3-2024	-0,9	-0,02
15-4-2024	-0,89	-0,02
13-5-2024	-0,84	-0,02
10-6-2024	-0,79	-0,02
15-7-2024	-0,49	-0,49
11-8-2024	-0,86	-0,49
23-9-2024	-0,95	-0,49
21-10-2024	-0,89	-0,49
18-11-2024	-0,59	-0,49
9-12-2024	-0,39	-0,08

Bijlage 9. Resultaten muizencensus 2024

Overzicht van het totaal aantal vangsten van muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2024. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.10.

Muizenraai	Vangsten totaal 2024							totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bosspits	Waterspits	Dwergspits	Bosmuis	Dwergmuis	
Pampusplaat 1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pampusplaat 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schildhoek 1	0	0	1	0	0	0	13	14
Schildhoek 2	0	0	2	0	5	3	14	24
Z. Ballastplaat 1	0	1	1	0	2	0	10	14
Z. Ballastplaat 2	0	11	2	0	0	0	3	16
Zuidelijke Lob 1	0	7	0	0	1	0	6	14
Zuidelijke Lob 2	0	4	0	0	0	0	0	4
Rug 1	0	0	0	0	0	0	0	0
Rug 2	0	0	0	0	4	0	16	20
Totaal	0	23	6	0	12	3	62	106

Overzicht van het totaal aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2024. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.9.

Muizenraai	Individuele vangsten 2024			Individuele muizenindex 2024		
	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	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Z. Ballastplaat 1	0	1	1	0,0	1,7	1,7
Z. Ballastplaat 2	0	8	8	0,0	13,3	13,3
Zuidelijke Lob 1	0	5	5	0,0	8,3	8,3
Zuidelijke Lob 2	0	1	1	0,0	1,7	1,7
Rug 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Rug 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Eindtotaal	0	15	15	0,0	2,5	2,5

Bijlage 10. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2024*Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in muizenraaien in oktober 2024.*

Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	rietstengellengte (cm)
Ppl. 1	19	95	0	55
Ppl. 2	20	96	0	57
SH 1	60	93	8	130
SH 2	70	89	15	152
ZBP 1	56	93	80	67
ZBP 2	51	91	80	65
Zlob 1	48	96	65	47
Zlob 2	46	93	69	43
Rug 1	6	17	/	/
Rug 2	35	69	64	50



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

