

Hogere zoutconcentratie leidt tot een verhoogde waterdoorlatendheid van de waterbodem

Gijs van Dijk^{1,2}, Jelmer J. Nijp^{3,4}, Klaas Metselaar⁴,
Leon P.M. Lamers^{2,1}, Alfons, J.P. Smolders^{1,2}

Door de combinatie van klimaatverandering (zeespiegelstijging en langere droogteperiodes) en ontwatering voor landbouw neemt de kans op stijgende zoutconcentraties in het oppervlaktewater in laag Nederland toe. Hoewel bekend is dat dit chemische en fysische effecten kan hebben, is de interactie tussen fysische en biogeochemische processen onderbelicht gebleven. In dit artikel wordt een veldexperiment gepresenteerd waarin de effecten van verhoogde zoutconcentraties op de combinatie van chemische en fysische processen in een voormalig brak laagveen zijn bestudeerd. Met behulp van biogeochemische analyses en de omgekeerde boorgatmethode in de waterbodem wordt aangetoond dat een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater kan leiden tot een verhoogde waterdoorlatendheid van de waterbodem.

Inleiding

De combinatie van verschillende processen zoals bodemdaling, klimaatverandering, zeespiegelstijging, zoute kwel en zoetwatertekorten in de zomer kan leiden tot verhoogde zoutconcentraties in het oppervlaktewater in laaggelegen kustgebieden, zoals in West-Nederland (o.a. Oude Essink e.a., 2010, Velstra e.a., 2011, Herbert e. a., 2015). Een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater vormt een potentiële bedreiging voor de landbouw, drinkwaterwinning en het ecologische functioneren van zoete natuurgebieden (Rengasamy 2010, Bonte en Zwolsman, 2010; Lamers e.a., 2002a, Oude Essink en Kooi, 2011). Anderzijds biedt een hogere zoutconcentratie echter ook kansen voor het herstel van aan brakwater verbonden habitattypen en soorten. Zo worden veel Noord-Hollandse laagveengebieden gekenmerkt door een invloed vanuit de voormalige Zuiderzee, die sinds de afsluiting van de Afsluitdijk in 1932 is verdwenen. De hierop volgende decennia durende verzoeting van deze gebieden heeft geleid tot een sterke afname van de zoutconcentraties en de aan brakwater verbonden

1 Onderzoekcentrum B-WARE, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen, Nederland (g.vandijk@b-ware.eu)

2 Radboud Universiteit, Institute for Water and Wetland Research, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen, Nederland

3 Bodemgeografie en Landschap, Postbus 47, 6700 AA Wageningen, Nederland

4 Bodemfysica en Landbeheer, Wageningen Universiteit, Postbus 47, 6700 AA Wageningen, Nederland

biodiversiteit (Van 't Veer 2009, Van Dijk e.a., 2018). Één van de mogelijke beheersmaatregelen om deze brakwaternatuur te herstellen is het actief inlaten van brakwater.

De consequenties van verhoogde zoutconcentraties in oppervlaktewater voor hydrologie en ecologie van dergelijke gebieden zijn echter lastig te voorspellen. Daarom is in het kader van OBN (Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit), in opdracht van het VBNE (Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren) in het Ilperveld een meerjarig veldexperiment opgezet waarin de effecten van verhoogde zoutconcentraties in het oppervlaktewater zijn onderzocht (Van Dijk e.a., 2013, 2018).

Op basis van eerder onderzoek was al bekend dat een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater grote effecten heeft op biogeochemische en fysische processen in het oppervlaktewater en de venige waterbodem. Zo kan de sterke stijging van aan brak water gerelateerde ionen, zoals chloride (Cl⁻) en natrium (Na⁺), maar ook calcium (Ca²⁺) en sulfaat (SO₄²⁻), grote effecten hebben op (microbiële) redoxprocessen en op flocculatie van gesuspendeerde deeltjes in veenbodems (Weston e.a., 2006, Herbert e.a., 2015). Deze processen kunnen op hun beurt weer belangrijke biogeochemische en (eco)-hydrologische gevolgen hebben voor plant- en diergemeenschappen (Nielsen e.a., 2003, Remane & Schlieper, 1958), stratificatie van de waterkolom, en de kringlopen van nutriënten en koolstof (o.a. Baldwin e.a., 2006, Van Dijk e.a., 2015).

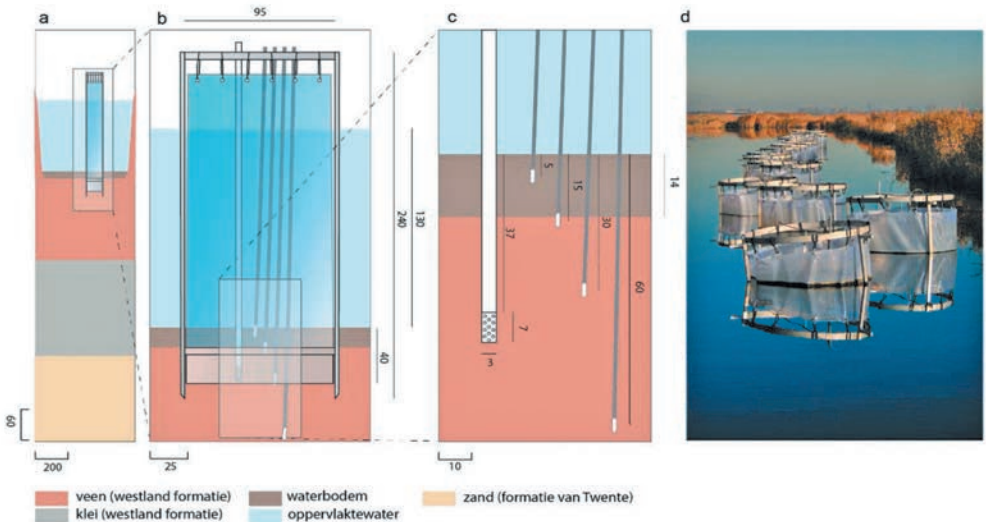
Een verhoogde zoutconcentratie kan via fysische processen ook hydrologische consequenties hebben. Zo is onder andere uit laboratoriumexperimenten bekend dat verhoogde zoutconcentraties de waterdoorlatendheid en mate van wegzijging kan beïnvloeden (o.a. Mehnert & Jennings, 1985). Een hogere zoutconcentratie kan in veenbodems leiden tot binding van gesuspendeerde deeltjes (flocculatie) die door neerslaan de poriestructuur van de bodem en daarmee de waterdoorlatendheid van de bodem kunnen beïnvloeden (o.a. Hoag & Price, 1997). Daarnaast blijkt een verhoogde zoutconcentratie over het algemeen te leiden tot een verhoogde productie van sulfide als gevolg van sulfaatreductie (Hertbert e.a. 2015) en een verlaagde methanogenese (verlaagde productie van methaangas). De effecten van verhoogde zoutconcentraties op de interactie tussen biogeochemische en fysische processen in de venige waterbodem zijn complex. Het huidige artikel doet verslag van een onderzoek (Van Dijk e.a., 2017) waarin de effecten van verhoogde zoutconcentraties op deze interactie onderzocht zijn in een veldexperiment in een sloot. De hypothese was dat een verhoogde zoutconcentratie via de interactie van biogeochemische en fysische effecten de wegzijging zouden bevorderen.

Materiaal en Methode

Experimentele opzet

In een Noord-Hollands laagveengebied (het Ilperveld, ten noorden van Amsterdam, tussen Purmerend en Landsmeer) zijn in 2010 in één doodlopende watergang 24 cilinders geplaatst (zie afbeelding 1). De cilinders dienden om een gesloten systeem te creëren waarin verschillende zoutbehandelingen konden worden ingezet. Deze werden tot een diepte van circa 50 cm in de waterbodem verankerd en reikten tot boven het wateroppervlak. De cilinders bestonden uit een flexibele buisvormige zak van PVC in een RVS frame welke aan de onderzijde was verstevigd met een stalen ring. Hierdoor werd een deel van het oppervlaktewater en de waterbodem afgesloten van

de omgeving, terwijl de flexibele wanden ervoor zorgden dat de golfbewegingen in de waterkolom niet geheel werden uitgesloten. De waterkolom in de cilinders bleef in open contact met de atmosfeer en de onderliggende bodem (verticale stroming). In de cilinders werden vier verschillende zoutconcentraties gehandhaafd door het toedienen van synthetisch zeezout met chlorideconcentraties van 500, 1250, 2500 en 5000 mg/l. In de controle behandeling (500 mg Cl/l) en de hoogste zoutbehandeling (5000 mg Cl/l) zijn peilbuizen geplaatst voor hydrologisch onderzoek. In deze behandelingen zijn op verschillende diepten in de waterbodem poriewatermonsters genomen voor chemische analyses (afbeelding 1).



Afbeelding 1. Schematische weergave van de experimentele opzet met, a.) een cilinder in de watergang met veenbodem op klei met daaronder zand. b) een dwarsdoorsnede van de cilinder met stalen frame en flexibele PVC wand. In de cilinder zelf zijn de peilbuis en poreuze cups op verschillende diepte zichtbaar. c) een detail beeld van de waterbodem met peilbuisfilterdiepte en diepte van de verschillende keramische cups. d) een foto van de experimentele opzet. De afmetingen en schaal is weergegeven in centimeters, de schaal verschilt in de drie figuren (foto: G. van Dijk).

Biogeochemische analyses

Chemische analyses van het bodemporiewater zijn verricht door bodemporiewater onder vacuüm uit de keramische cups op vier diepten (5, 15, 30 en 60 cm) in de waterbodem te verzamelen. Extra bodemporiewater werd verzameld in gasdichte vacuüm glazen buisjes voor bepaling van methaan- en sulfideconcentraties. Voor details over de chemische analyses wordt verwezen naar Van Dijk e.a. 2017.

Hydrologische analyses

De inhoud van de cilinders werd door de tijd gevolgd door de straal van de cilinders en waterniveaus in de cilinders op te meten en op basis hiervan de inhoud te berekenen (voor details zie Van Dijk et al. 2017). De omgekeerde boorgatmethode (slug test) is gebruikt om effecten van zout op de doorlatendheid van de waterbodem te bepalen. Via de omgekeerde boorgatmethode kan, rekening houdend met peilbuis-karakteristieken, de doorlatendheid van de bodem afgeleid worden uit het verloop in

stijghoogte na een instantane toevoeging van een hoeveelheid water (slug) in een peilbuis, Voor de omgekeerde boorgatmethode zijn peilbuizen in de waterbodem geïnstalleerd met een filter (7 cm voor 84% geperforeerd met 36 gaten met een diameter van 0.7 cm) op 35-42 cm diepte in de waterbodem bestaand uit intact veenmosveen (veen met een lage decompositiegraad en lage water doorlatendheid) (zie afbeelding 1). De onderkanten van de peilbuizen waren afgesloten en het filter was afgedekt met filterkous om verstopping te voorkomen. In elke peilbuis werd het verloop van de stijghoogte gemeten (meetfrequentie van 0,5 seconden) met behulp van waterdrukopnemers (TD Divers, Type DI240, Van Essen Instruments), welke gecorrigeerd werden voor luchtdrukvariaties met een BaroDiver (DI250, Van Essen Instruments). Omdat de waterkwaliteit de doorlatendheid beïnvloedt (Kettridge & Binley 2010), werd in de peilbuizen water toegevoegd (100 mL) dat overeenkwam met de oppervlaktewater kwaliteit in de cilinders.

De doorlatendheid (K_s , in m/d) is berekend op basis van stijghoogteverloop in de peilbuizen volgens Bouwer & Rice (1976) (Vergelijking 1). De Bouwer-Rice analyse van de boorgatmethode data is gebaseerd op een aangepaste Thiem vergelijking voor radiale stroming van of naar een peilbuis:

$$Q(t) = 2\pi K_s L \frac{h(t)}{F} \tag{1}$$

Waarbij

- Q = het debiet is ($\text{cm}^3 \text{ d}^{-1}$)
- L = de lengte van het peilbuisfilter (i.e. de geperforeerde sectie; cm)
- h = het verschil in water tussen de grondwaterstand en het waterniveau in de peilbuis (cm)
- F = een vormfactor ('shape factor').

De hoeveelheid water die door het peilbuisfilter het watervoerende pakket in stroomt (Q) is te schatten op basis van de peilverlaging door de tijd. De vormfactor van Bouwer & Rice (1976) is gebaseerd op een empirisch model van een analoog elektrisch weerstandsnetwerk. Deze vormfactor is echter niet geschikt voor het type peilbuis dat in deze studie gebruikt is, en kan tot 30% onderschatting van de doorlatendheid K_s leiden (Zlotnik e.a., 2010). Zlotnik e.a. (2010) hebben een analytische oplossing gepresenteerd die breder toepasbaar is dan de standaard Bouwer-Rice vormfactor. Deze vormfactor wordt bepaald op basis van de dikte van het watervoerend pakket (D), de peilbuis radius (r_w), filterlengte (L), en afstand tot onderkant peilbuisfilter tot grondwaterstand (H) (Vergelijking 2).

$$F_{ZGD} = \left(\sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \left(\cos\left(\beta_i \frac{H}{D}\right) - \cos\left(\beta_i \frac{H-L}{D}\right) \right)^2 \times \frac{K_0\left(\frac{\beta_i r_w}{D}\right)}{\beta_i^3 K_1\left(\frac{\beta_i r_w}{D}\right)} \right\} \right) / \frac{L r_w}{2 D^2} \tag{2}$$

Waarbij K_0 en K_1 de gemodificeerde Besselfuncties van de derde soort en nulde respectievelijk eerste orde zijn, $\beta_i = \pi (i-0.5)$, en r_w de radius van de peilbuis is. en K_h en K_v de horizontale en verticale doorlatendheid zijn. Als dikte van het watervoerend pakket (D) is 3,5 meter genomen (oppervlaktewater + waterbodem $\approx 1.4 + 1.8$). De af-

stand van de onderkant van het filter tot het oppervlak was 1.67 m (afbeelding 1). Om de gevoeligheid van K_s te bepalen voor de gebruikte bepaling van de vormfactor en aannames in het stroomdomein, is K_s ook bepaald met behulp van de veelgebruikte Hvorslev-methode (Hvorslev, 1951), en de Bouwer-Rice methode met de conventionele vormfactor volgens Bouwer & Rice (1976). Voor een uitvoerige beschrijving van de hydrologische analyse en de voor de modelberekening genomen aannames verwijzen wij naar Van Dijk e.a. (2017).

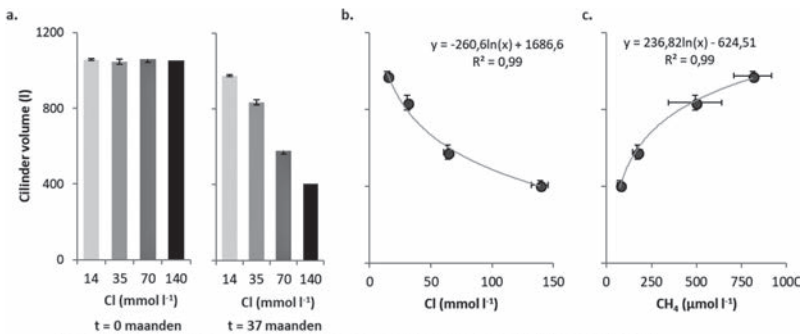
Data-analyse

Verschillen tussen behandelingen zijn statistisch getoetst met behulp van een enkelvoudige ANOVA voor het cilinder volume, met General Linear Mixed Models voor poriewater concentraties en met multivariate ANOVA voor de waterdoorlatendheid; verschillen worden als significant beschouwd als $p = < 0.05$.

Resultaten

Effecten van zout op hydrologie

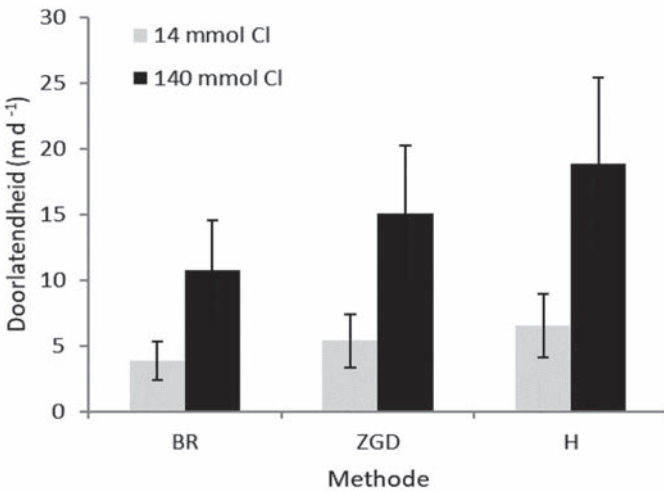
Tijdens de start van het veldexperiment was de inhoud van alle cilinders gemiddeld 1050 l en waren er geen verschillen tussen de behandelingen. Gedurende het eerste jaar van het veldexperiment bleek dat de inhoud van de cilinders met brakwaterbehandelingen afnam (afbeelding 2d). Drie jaar na start van het experiment was er sprake



Afbeelding 2. a) de gemiddelde inhoud van de cilinders in de verschillende behandelingen met verschillende zoutniveaus (14 tot 140 mmol Cl⁻, van licht naar donker, hoe donkerder hoe zouter) tijdens de start van het experiment en na 37 maanden. b) de poriewater chlorideconcentratie uitgezet tegen de cilinderinhoud. c) de poriewater methaanconcentratie uitgezet tegen de cilinderinhoud. d) een foto van twee representatieve cilinders (links een cilinder met controle behandeling, rechts een cilinder met de hoogste zout behandeling) waarin duidelijk te zien is dat de inhoud in de rechter cilinder is afgenomen (foto: G. van Dijk).

ke van een significante volume afname van 61% in de behandeling met het hoogste zoutgehalte ($P < 0,05$; afbeelding 2a). Tevens bleken de concentraties van chloride en methaan in het poriewater in de waterbodem gerelateerd te zijn met het volume van de cilinders (afbeelding 2b voor chloride, afbeelding 2c voor methaan).

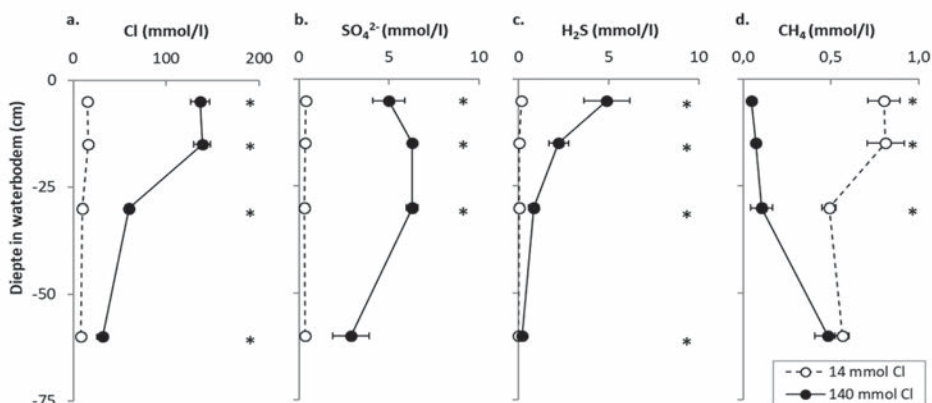
De doorlatendheid (K_s) in de waterbodem was gemiddeld 2,9 maal zo hoog in de cilinders met een brakwater behandeling in vergelijking met de controlebehandeling (afbeelding 3). Bij de drie gebruikte analysemethoden was de K_s bij de brakwater behandeling systematisch significant hoger dan in de controlebehandeling (afbeelding 3). Het gebruiken van de aangepaste vormfactor volgens Zlotnik et al. (2010) leidde tot een 28% hogere K_s in vergelijking met de Bouwer-Rice methode zonder correctie, terwijl de gangbare Hvorslev methode juist tot een 24% hogere K_s leidde ten opzichte van de Zlotnik et al. vormfactor (afbeelding 3).



Afbeelding 3. De gemiddelde berekende doorlatendheid (K_s , in $m d^{-1}$) in de controle cilinders (lichte balken) en de brakwater cilinders (donkere balken). De gemiddelde doorlatendheid is weergegeven voor verschillende rekenmethoden: H = Hvorslev (Hvorslev, 1951), BR = Bouwer-Rice (Bouwer & Rice, 1976), ZGD = Zlotnik (Zlotnik e.a., 2010), (+/- S.E.M., (n=3)). Het ZGD model levert hoogstwaarschijnlijk de meest betrouwbare K_s schatting (zie Materiaal en Methode voor details).

Effecten van zout op biogeochemie

Een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater bleek een groot effect te hebben op biogeochemische processen in de waterbodem. Zo werd niet alleen de chlorideconcentratie in de waterbodem na drie jaar sterk beïnvloed door de verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater (zelfs tot op 60cm diepte in de waterbodem, afbeelding 4a), maar lieten ook andere ionen, o.a. natrium, calcium, magnesium en kalium, een vergelijkbare stijging zien (data niet weergegeven). Daarnaast bleken zowel de sulfaatconcentratie als de sulfideconcentratie significant hoger te zijn in de waterbodems van de brakwaterbehandeling (afbeelding 4b en 4c). Voor sulfide was dit met name het geval in de toplaag van het sediment. In tegenstelling tot chloride, sulfaat, en sulfide, nam de methaanconcentratie juist significant met meer dan 90% af in de top van de waterbodem, in cilinders met een brakwater behandeling (afbeelding 4d).



Afbeelding 4. Diepteprofielen van elementconcentraties in het bodemporieewater van de waterbodem op 37 maanden na de start van het experiment. a) chloride, b) sulfaat, c) sulfide, d) methaan in mmol l⁻¹ voor de controle behandeling (open cirkels) en de hoogste brakwater behandeling (gevulde cirkels). * $p < 0.05$; let op de verschillende schalen op de x as, de foutstrepen geven +/- standaardfout van het gemiddelde, [n = 4]

Discussie

Mechanismen voor verhoogde doorlatendheid onder brakwater condities

Het afgenomen volume in de cilinders met brakwater kan door meerdere mechanismen verklaard worden. Ten eerste heeft water met een verhoogde zoutconcentratie een hogere waterdichtheid, wat mogelijk verticale stroming (van het oppervlaktewater de waterbodem in) kan versterken (o.a. Holzbecher, 1998). Daarnaast is ook bekend dat de verhoogde dichtheid van zout oppervlaktewater kan leiden tot vrije convectie en verhoogd transport van stoffen van het water met hogere dichtheid naar het onderliggende zoete water met lagere dichtheid (Simmons e.a., 2001). Dit proces kan echter niet de geobserveerde verschillen in de doorlatendheid tussen de zoutbehandelingen verklaren. In de huidige studie zou de verhoging van de zoutconcentratie van 14 mmol Cl (500 mg Cl/l) naar 140 mmol Cl (5000 mg Cl/l) geleid hebben tot een verhoogde dichtheid van 1000,65 kg/m³ naar 1007,74 kg/m³. Een dergelijke verhoging van de dichtheid zou volgens de Wet van Darcy (o.b.v. een vergelijkbare viscositeit en temperatuur) de wegzijging met 0.7% doen toenemen. Aangezien het in de huidige studie om een stijging van de doorlatendheid met 180% gaat is de bijdrage van een toegenomen dichtheid marginaal.

Ten tweede is bekend dat een verhoogde zoutconcentratie verdamping van oppervlaktewater zou kunnen beïnvloeden (Salhotra e.a., 1985). Een verhoogde zoutconcentratie leidt juist tot een verlaagde verdamping door een verhoogde aantrekkingskracht van opgeloste ionen in het water, wat dus niet het sterk afgenomen volume van de cilinders kan verklaren (Salhotra e.a., 1985).

Ten derde is bekend dat een verhoogde zoutconcentratie in (water)bodems kan leiden tot vergrootte bodemporieën door binding van humuszuren op het oppervlak van kleine deeltjes in de veenbodem. Een verhoogde zoutconcentratie kan chemische

veranderingen teweeg brengen, die vervolgens leiden tot fysische veranderingen in de bodemporiën. Op hun beurt beïnvloeden die de waterdoorlatendheid van veen (Hoag & Price, 1997, Ours e.a., 1997). Comas & Slater (2004) hebben een kwantitatieve relatie opgesteld voor het effect van het elektrisch geleidend vermogen en K_s in veenbodems ($K_s \propto EGV^n$, met n variërend van 0,25–0,30). Op basis van het werk van Comas & Slater (2004) hebben wij de maximale bijdrage van vergrootte bodemporiën door fysische effecten van zout ingeschat met behulp van vergelijking 3. Hierbij is K_0 de K_s bij een EGV van 1 S/m, met de controlebehandeling als referentie. Op basis van vergelijking 3 zou de bijdrage van vergrootte bodemporiën door een stijgende EGV kunnen leiden tot een stijging van 97,6% van de K_s (factor 1,98 verschil) (op basis van een EGV stijging van 0,19 S/m naar 1,84 S/m).

$$K_s = K_0 [EGV]^{0.3} \quad (3)$$

In het veldexperiment was er echter sprake van een stijging van de doorlatendheid met 180% (factor 2,97) in dit EGV interval. Een gedeelte van de stijging (82%) wordt hiermee dus nog niet verklaard. Naast de drie hierboven genoemde mechanismen moet er dus nog een ander mechanisme zijn. Van kleibodems is juist bekend dat een verhoogde natriumconcentratie tot zwelling van klei kan leiden (Denis e.a., 1991), wat er juist toe zou kunnen leiden dat een verhoogde zoutconcentraties in kleibodems, in tegenstelling tot veenbodems mogelijk juist tot een verlaagde waterdoorlatendheid kan leiden.

Een vierde mogelijke verklaring voor de verhoogde K_s in brakwater bodems is een biogeochemische. Een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater heeft grote consequenties voor biogeochemische processen in de waterbodem (afbeelding 4). In veenbodems kunnen bacteriën methaan produceren. Dat kan tot ontgassing van methaan in de bodemporiën leiden waarbij gasbelletjes de doorgaande poriën kunnen blokkeren en de doorlatendheid verlaagd wordt (o.a. Kellner e.a., 2004); gedurende het experiment zijn dan hoge methaanconcentraties in de waterbodem en ebullitie (opborreling) van methaانبellen waargenomen. Processen die de methaanproductie in organische bodems beïnvloeden kunnen hiermee dus in potentie ook de K_s beïnvloeden (o.a. Strack e.a., 2005). Uit de literatuur is bekend dat als gevolg van methaangasbellen de K_s van een bodem met een factor 2 kan dalen (Baird & Waldron, 2003) tot 4 (Reynolds e.a., 1992). In vergelijking met chloride (als inerte tracer) blijkt de sulfaatconcentratie minder toe te nemen in de top van de waterbodem. Het ontbrekende deel (chloride en sulfaat zijn beide toegediend met zeezout) is zeer waarschijnlijk door sulfaatreductie omgezet naar sulfide, waarvan de concentratie tevens het hoogste is in de toplaag (afbeelding 4c). Eerdere studies hebben ook al laten zien dat een toename van sulfaat kan leiden tot een toename van de sulfaatreductie in waterbodems (o.a. Barlett e.a., 1987, Denier van der Gon & Neue, 1995, Lamers e.a., 2002b). De door brakwater veroorzaakte stijging van de sulfaatreductie kan ook de sterk gedaalde methaanconcentratie verklaren. Energetisch is het proces van sulfaatreductie namelijk gunstiger dan methanogenese. Hierdoor winnen sulfaatreducerende bacteriën de competitie om organische substraten van de methaan producerende bacteriën, waardoor de productie van methaan wordt geremd als de sulfaatconcentratie toeneemt (o.a. Segers, 1998, Lamers e.a., 1999, Smolders e.a., 2002). Daarnaast kan de activiteit van methaanproducerende bacteriën ook nog eens afnemen als

gevolg van fysiologische stress door osmose (onder brakwater condities) (o.a. Chambers e.a., 2011) of ook door sulfide toxiciteit (Cappenberg, 1975). Tevens kan een verhoogde sulfaatconcentratie leiden tot een verhoogde anaerobe oxidatie van het in de bodem geproduceerd methaan door een consortium van methaanproducerende archae en sulfaatreducerders (o.a., Valentine 2002, Boetius e.a., 2000). Verbrakking kan dus een reeks van biogeochemische reacties teweeg brengen die de methaanproductie remt en daarmee de doorlatendheid verhoogd.

Naast methaan zouden ook andere gassen de doorlatendheid kunnen verlagen, zoals stikstofgas en sulfide (Beckwith & Baird 2001, Marinas e.a., 2013). Van stikstofgas wordt echter verwacht dat dit verhoudingsgewijs geen grote bijdrage levert en sulfide is beter oplosbaar in water waardoor dit minder snel in de vorm van gasbellen aanwezig zal zijn. Uit metingen van Van Dijk e.a. (2017) blijkt dan ook dat de totale opborreling ('ebullitie') van alle gassen samen, gemeten als volume, in de controlebehandelingen velen malen hoger is dan in de brakwater behandelingen, wat de aanname verder ondersteunt dat met name methaانبellen de doorlatendheid beïnvloeden.

Effecten van rekenmethode op geschatte doorlatendheid

De op basis van de boorgatmethode berekende doorlatendheid blijft altijd een inschatting van de werkelijke doorlatendheid omdat een bodem meestal niet homogeen is. De binnen deze studie gevonden doorlatendheid valt in het bereik van doorlatendheidswaarden die in de literatuur beschreven zijn voor veenbodems met vergelijkbare decompositiegraad (0,01 – 50 m/d; (Baird e.a., 2008, Nijp, 2015, Surridge e.a., 2005, Whittington & Price, 2006)). Daarnaast zal de methode waarmee de doorlatendheid bepaald wordt logischerwijs ook de hieruit voortkomende K_s beïnvloeden. In vergelijking tot de Bouwer-Rice methode met Zlotnik vormfactor, leidde in deze studie het gebruik van de Hvorslev methode tot een overschatting van de doorlatendheid van 23% en de Bouwer-Rice vormfactor tot een onderschatting van 28%, en is daarmee vergelijkbaar met de conclusies uit ander onderzoek (Nijp 2015, Hyder e.a., 1994). Voor ecohydrologische toepassingen ligt de interesse voornamelijk in het freatische pakket (watervoerend pakket dat aan de bovenkant niet afgesloten door een ondoordringbare laag) van de waterbodem, omdat dit de zone met meeste biologische activiteit is. Juist onder deze condities is de gangbare Hvorslev (1951) analysemethode minder geschikt, gelet op de aanname dat er sprake is van een filter over de dikte van het hele watervoerend pakket of in het centrum daarvan is geplaatst. De Bouwer-Rice methode voor het bepalen van de vormfactor is daarnaast minder geschikt voor ecohydrologische toepassingen, waarbij de filterlengte veelal relatief klein zal zijn ten opzichte van de filter diameter. Onder deze condities is de empirisch bepaalde vormfactor namelijk onnauwkeurig (Brown e.a., 1995, Hyder & Buttler, 1995). Hoewel de verschillen tussen de methoden niet significant waren, zeer waarschijnlijk door de kleine steekproefomvang ($n = 3$), verdient het gebruik van de analytische oplossing voor de vormfactor van Zlotnik e.a. (2010) de voorkeur voor ecohydrologische toepassingen.

Moet de verhoogde doorlatendheid met een korreltje zout genomen worden?

De resultaten van dit meerjarig veldexperiment geven inzicht in de gevolgen van veranderende zoutconcentraties op de doorlatendheid van de waterbodem in veengebieden. Het is belangrijk om dit effect mee te nemen in hydrologische modellen voor lokaal en regionaal waterbeheer. Hoewel in deze studie significante effecten van

verhoogde zoutconcentraties op de biogeochemie en doorlatendheid in waterbodems zijn gevonden, is het niet mogelijk de resultaten te extrapoleren naar de landschapsschaal. Hiervoor is meer onderzoek nodig. Het is niet uit te sluiten dat deze processen op langere termijn op landschapsschaal een rol kunnen spelen en dat langdurig verhoogde zoutconcentraties in het oppervlaktewater hierdoor ook hydrologische processen op grotere schaal zouden kunnen beïnvloeden. Met name in gebieden met netto wegzijging in een veenbodem zou een steeds verdere indringing van zout water op langere termijn mogelijk tot een verhoogde wegzijging kunnen leiden. Hoe de effecten doorwerken in waterbodems met een hoger kleigehalte verdient aandacht in toekomstig onderzoek.

Conclusies

Op basis van een langjarig veldexperiment laat de huidige studie zien dat een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater grote effecten kan hebben op biogeochemische en fysische processen in de waterbodem in veengebieden, die onverwachte hydrologische gevolgen kunnen hebben. Een verhoogde zoutconcentratie in het oppervlaktewater kan resulteren in een verhoogde waterdoorlatendheid van de waterbodem van voormalig brakke laagvenen door een combinatie van geremde methanogenese en vergrootte bodemporiën. Met de toenemende kans op verhoogde zoutconcentraties in lagergelegen (veen-)gebieden is het van belang deze processen mee te nemen in toekomstige hydrologische modelstudies.

English title

Surface water salinization leads to increased hydraulic conductivity of the hyporheic zone

Summary

Surface water salinization is increasing in coastal zones globally due to the anthropogenic forces like sea level rise, land subsidence, altered hydrology, and climate change. Although surface water salinization is known to influence both biogeochemical and hydrological processes in aquatic sediments, only few studies have assessed the potential interactions between these two processes. In the present paper, we present a long term controlled field experiment that was set up to test the effects of salinity induced interactions between both biogeochemical and physical processes. Surface water salinization led to increased sulfate reduction rates, leading to higher sulfide concentrations and reduced methanogenesis leading to lower methane concentrations. Using slug testing, demonstrated that the hydraulic conductivity of the hyporheic zone increased by a factor of 2.8 due to salinization. We conclude that the combination of physical processes (pore dilation) and biogeochemical processes (decreased methane production rates) were major controls on these hydrological effects. Our work shows that the interaction of physical and biogeochemical processes is vital to explain and predict future hydrological changes related to the surface water salinization. Processes and results shown in the present study are of importance for studying and predicting hydrological effects of potential future surface water salinization and future water management.

Literatuur

- Baird, A. J., & Waldron, S.** (2003). Shallow horizontal groundwater flow in peatlands is reduced by bacteriogenic gas production. *Geophysical Research Letters*, 30, 2043.
- Baldwin, D. S., Rees, G. N., Mitchell, A. M., Watson, G., & Williams, J.** (2006). The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 26, 455-464.
- Barlett, K. B., Bartlett, D. S., Hariss, R. C., & Sebacher, D. I.** (1987). Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, 4(3), 183-202.
- Beckwith, C. W., & Baird, A. J.** (2001). Effect of biogenic gas bubbles on water flow through poorly decomposed blanket peat. *Water Resources Research*, 37, 551-558.
- Boetius, A., Ravensschlag, K., Schubert, C.J., Rickert, D., Widdel, F., Gieseke, A., Amann, R., Jørgensen, B.B., Witte, U. & Pfannkuche, O.,** (2000). A marine microbial consortium apparently mediating anaerobic oxidation of methane. *Nature*, 407, (6804), p.623.
- Bonte, M., & Zwolsman, J. J. G.** (2010). Climate change induced salinization of artificial lakes in the Netherlands and consequences for drinking water production. *Water Research*, 44, 4411-4424.
- Bouwer, H., & Rice, R. C.** (1976). Slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research*, 12, 423-428.
- Brown, D. L., Narasimhan, T. N., & Demir, Z.** (1995). An evaluation of the Bouwer and Rice method of slug test analysis. *Water Resources Research*, 31, 1239-1246.
- Cappenberg, T. E.** (1975). A study of mixed continuous cultures of sulfatereducing and methane producing bacteria. *Microbial Ecology*, 2, 60-72.
- Chambers, L. G., Reddy, K. R., & Osborne, T. Z.** (2011). Short-term response of carbon cycling to salinity pulses in a freshwater wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 2000-2007.
- Comas, X., & Slater, L.** (2004). Low-frequency electrical properties of peat. *Water Resources Research*, 40, W12414.
- Denier van der Gon, H. A. C., & Neue, H. U.** (1995). Methane emission from a wetland ricefield as affected by salinity. *Plant and Soil*, 170, 307-313.
- Denis, J.H., Keall, M.J., Hall, P.L. and Meeten, G.H.** (1991). Influence of potassium concentration the swelling and compaction of mixed (Na, K) ion-exchanged montmorillonite. *Clay Minerals*, 26, 255-268

- Herbert, E. R., Boon, P., Burgin, A. J., Neubauer, S. C., Franklin, R. B., Ardón, M., ... Gell, P.** (2015). A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*, 6(10), 206 .<http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00534.1>
- Hoag, R. S., & Price, J. S.** (1997). The effects of matrix diffusion on solute transport and retardation in undisturbed peat in laboratory columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 28, 193–205.
- Holzbecher, E.** (1998). Modeling density-driven flow in porous media, principles, numerics, software. (pp. 286). Berlin Heidelberg: Springer Verlag.
- Hvorslev MJ.** (1951). Time lag and soil permeability in groundwater observations, waterways experimental station bulletin 36. U.S. Army Corps of Engineers: Vicksburg, Mississippi; 50.
- Hyder, Z., Butler, J. J., McElwee, C. D., & Liu, W. Z.** (1994). Slug tests in partially penetrating wells. *Water Resources Research*, 30, 2945–2957.
- Hyder, Z., & Butler, J. J.** (1995). Slug tests in unconfined formations - an assessment of the Bouwer and Rice technique. *Ground Water*, 33, 16–22.
- Kettridge, N., & Binley, A.** (2010). Evaluating the effect of using artificial pore water on the quality of laboratory hydraulic conductivity measurements of peat. *Hydrological Processes*, 24, 2629–2640.
- Kellner, E., Price, J. S., & Waddington, J. M.** (2004). Pressure variations in peat as a result of gas bubble dynamics. *Hydrological Processes*, 18, 2599–2605.
- Lamers, L. P. M., Falla, S. J., Samborska, E. M., Van Dulken, L. A. R., Van Hengstum, G., & Roelofs, J. G. M.** (2002b). Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, 47, 585–593.
- Lamers, L. P. M., Farhoush, C., Van Groenendael, J. M., & Roelofs, J. G. M.** (1999). Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology*, 87, 639–648.
- Lamers, L. P. M., Smolders, A. J. P., & Roelofs, J. G. M.** (2002a). The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 107–130.
- Marinas, M., Roy, J. W., & Smith, J. E.** (2013). Changes in entrapped gas content and hydraulic conductivity with pressure. *Groundwater*, 51, 41–50.
- Mehnert, E., & Jennings, A. A.** (1985). The effect of salinity dependent hydraulic conductivity on saltwater intrusion episodes. *Journal of Hydrology*, 80, 283–297.
- Nielsen, D. L., Brock, M. A., Crosslé, K., Harris, K., Healey, M., & Jarosinski, I.**

(2003). The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwater Biology*, 48, 2214–2223.

Nijp J. J. (2015). Fine scale ecohydrological processes in northern peatlands and their relevance for the carbon cycle. PhD Thesis. Wageningen University, Wageningen.

Oude Essink, G. H. P., & Kooi, H. (2011). Land subsidence and sea level rise threaten fresh water resources in the coastal groundwater system of the Rijnland water board. In *The Netherlands, climate change effects on groundwater resources: A global synthesis of findings and recommendations* (CRC Press).

Oude Essink, G. H. P., Van Baaren, S., & De Louw, P. G. B. (2010). Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. *Water Resources Research*, 46, W00F04.

Ours, D. P., Siegel, D. I., & Glaser, P. H. (1997). Chemical dilation and the dual porosity of humified bog peat. *Journal of Hydrology*, 196, 348–360.

Remane, A., & Schlieper, C. (1958). *Biologie des Brackwassers. Die Binnengewässer*, 22, 1–348.

Rengasamy, P. (2010). Soil processes affecting crop production in saltaffected soils. *Functional Plant Biology*, 37, 613–620.

Reynolds, W. D., Brown, D. A., Mathur, S. A., & Overend, R. P. (1992). Effect of in-situ gas accumulation on the hydraulic conductivity of peat. *Soil Science*, 153, 397–408.

Salhotra, A. M., Adams, E. E., & Harleman, R. F. (1985). Effect of salinity and ionic composition on evaporation: Analysis of dead sea evaporation pans. *Water Resources Research*, 9, 133–134.

Segers, R. (1998). Methane production and methane consumption: A review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41, 23–51.

Simmons, C.T., Fenstemaker, T.R. & Sharp Jr, J.M., (2001). Variable-density groundwater flow and solute transport in heterogeneous porous media: approaches, resolutions and future challenges. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, 1-4, 245-275.

Smolders, A. J. P., Tomassen, H. B. M., Lamers, L. P. M., Lomans, B. P., & Roelofs, J. G. M. (2002). Peat bog restoration by floating raft formation: The effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology*, 39, 391–401.

Strack, M., Kellner, E., & Waddington, J. M. (2005). Dynamics of biogenic gas bubbles in peat and their effects on peatland biogeochemistry. *Global Biogeochemical Cycles*, 19, GB1003. doi:10.1029/2004GB002330

Surridge, B. W. J., Baird, A. J., & Heathwaite, A. L. (2005). Evaluating the quality

of hydraulic conductivity estimates from piezometer slug tests in peat. *Hydrological Processes*, 19, 1227-1244.

Valentine, D. (2002) Biogeochemistry and microbial ecology of methane oxidation in anoxic environments: a review. *Antonie Leeuwenhoek*, 81, 271-282.

Van Dijk, G., P.J. Westendorp, R. Loeb, A. Smolders, L. Lamers, M. Klinge & H. van Kleef (2013b) Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap, van bedreiging naar kans?, OBN rapportage, Rapport nr. 2013/OBN170-LZ, Den Haag

Van Dijk, G., Smolders, A. J. P., Loeb, R., Bout, A., Roelofs, J. G. M., & Lamers, L. P. M. (2015). Effects of salinization on nitrogen, phosphorus and carbon biogeochemistry of coastal freshwater wetlands; constant versus fluctuating salinity levels. *Biogeochemistry*, 126, 71-84.

Van Dijk G, Nijp JJ, Metselaar K, Lamers LPM, Smolders AJP (2017) Salinity-induced increase of the hydraulic conductivity in the hyporheic zone of coastal wetlands, *Hydrological Processes*, DOI: 10.002/hyp.11068

Van Dijk, G., R. van 't Veer, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, P.J. Westendorp, C. Cusell (2017) Verbrakking in het laagveenlandschap, fase III, VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Rapport nr. 2017/OBN219-LZ

Van 't Veer R (2009) Grasslands of brackish fen and of mesotrophic fen in Laag-Holland, The Netherlands, In: Veen P, Jefferson R, De Smidt J, Van der Straaten J (2009) Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands

Velstra, J., Groen, J., & De Jong, K. (2011). Observations of salinity patterns in shallow groundwater and drainage water from agricultural land in the northern part of the Netherlands. *Irrigation and Drainage*, 60, 51-58.

Weston, N. B., Dixon, R. E., & Joye, S. B. (2006). Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of Geophysical Research*, 111, G0100. doi:10.1029/2005JG000071

Whittington, P. N., & Price, J. S. (2006). The effects of water table drawdown (as a surrogate for climate change) on the hydrology of a fen peatland, Canada. *Hydrological Processes*, 20, 3589-3600.

Zlotnik, V. A., Goss, D., & Duffield, G. M. (2010). General Steady-State Shape Factor for a Partially Penetrating Well. *Ground Water*, 48, 111-116.

