
Integreret arealplanlægning i landbrugsområder

- Udpegning af kvælstoffølsomme arealer



Langt afgangprojekt 2008/2009
Naturgeografi, Aalborg Universitet

Gitte Kjærsgaard Sørensen og Jacob Skødt Jensen



AALBORG UNIVERSITET

Integreret arealplanlægning i landbrugsområder

- Udpegning af kvælstoffølsomme arealer

Afgangsprojekt - Naturgeografi 9. og 10. semester

Udarbejdet af:

Jacob Skødt Jensen

Gitte Kjærsgaard Sørensen

Vejledere:

Jacob Birk Jensen

Eva Ritter

Projektperiode:

1. september 2008 – 8. juni 2009

Oplagsantal: 5

Sideantal: 142

Bilag: 8

Som følge af EU's Vandrammedirektiv forpligter Danmark sig til at reducere kvælstoftilførslen til natur- og vandmiljø, hvilket kræver en målrettet miljøindsats til minimering af kvælstoftilførslen fra landbrugsområder.

Formålet med dette projekt har været at opstille en metode, der på lille skala kan udpege de områder i et vandløbsopland, der tilfører de største kvælstofmængder til vandløbet. Metoden har taget udgangspunkt i oplandet til Odderbæk i Vesthimmerland.

Ud fra en stationær grundvandsmodel opsat i GMS beregnes kvælstoftransport mellem rodzone og vandløb. Beregningerne har vist at de vandløbsnære områder og drænedes områder bidrager med størstedelen af kvælstof til Odderbæk. Endvidere er det med metoden i nogen grad muligt at simulere kvælstoftilførslen fra år til år.

Scenarieberegninger har vist at kvælstoftilførslen til Odderbæk kan reduceres med 5 % uden tab af høstudbytte og at sløjfning af dræn mindsker kvælstoftilførslen til Odderbæk med 34-50 %.

Forsidebillede: Oplandet til Odderbæk med udpegning af kvælstoffølsomme arealer

Projektets indhold må gengives med kildehenvisning

Abstract

One of the biggest environmental problems in Denmark is the excess supply of nitrate to nature, primarily caused by the agricultural sector. This has resulted in poor conditions of aquatic and terrestrial habitats and a reduction in drinking water quality. Since the mid-1980s, the regulation of nitrate leaching has been based on general claims in Danish laws, but new demands from the EU Water Frame Directive mean that there is a need for a more targeted environmental effort.

Based on stronger legal regulations to protect nature, the aim of this project is to investigate how land use management can consider both environmental and agricultural interests through an *Integrated land use management in rural areas*. The small arable catchment *Odderbæk* in Northern Jutland is used as a case study with the aim to improve the environmental effort through a mapping of those areas that contribute to the nitrate supply to stream *Odderbæk*. A groundwater model was used to quantify the transport of nitrate from the root zone of the fields to the stream. By taking into account the reduction of nitrate in the oxygen-free part of the saturated zone (redox front) and in peat soil, it was possible to calculate a relationship between the amount of nitrate leaching from the root zone and the nitrate supply to the stream.

Studies have shown that 75 % of the nitrate that is leached from the root zone is reduced between root zone and stream. The model calculations show that 60 % of the reduction occurs in the redox front and 40 % is caused by reduction in peat soil. Nitrate from drained areas and areas close to the stream provide the main nitrate supply to *Odderbæk*, while areas further away from *Odderbæk* do not provide any nitrate to the stream. The time delay that occurs between nitrate leaching from the root zones of the fields and nitrate input to the stream has been taken into account by using time corrected model calculations, which show that it is possible to simulate the nitrate supply to *Odderbæk* year by year.

The model calculations have been used to set up scenarios that show the environmental effects of altered land use. Scenario 1 shows that a differentiation in land use by extensification of areas close to *Odderbæk* and intensifying the rest of the catchment can result in a 5 % reduction of the nitrate input to the stream without yield loss. Scenario 2 shows that extensifying areas that provides more than 70 kg nitrate/ha/year can result in a reduction of the nitrate supply to *Odderbæk* by 40 %. Scenario 3 shows that removing drains results in a higher nitrate reduction in peat soil and extensification that reduces the nitrate supply by 34 – 50 %.

Implementing the principles of this method may be an administrative and economic challenge, because it is contrary to the general regulation. However, to improve the model, the method should furthermore include other aspects of land use management such as biodiversity, climate change, recreational interest, etc.

Forord

Dette projekt *Integreret arealplanlægning i landbrugsområder – Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* er udarbejdet som langt afgangsprøve på 9.-10. semester på kandidatuddannelsen i Naturgeografi, under Studienævnet for Byggeri og Anlæg ved De Ingeniør-, Natur- og Sundhedsvidenskabelige Fakulteter, Aalborg Universitet.

Afgangsprøvens omdrejningspunkt er en hypotese om, at det er muligt i højere grad at forene landbrugsproduktion og beskyttelse af kvælstofsårbare recipienter ved en mere differentieret arealanvendelse.

Selve resultaterne i rapporten er direkte knyttet til caseområdet Oddebæk i Vesthimmerland, men konceptet for den metode der opstilles vil kunne benyttes i andre caseområder, hvor der er behov for et værktøj til brug ved planlægningen af det åbne land i forbindelse med implementeringen af målsætningerne i EU's Vandrammedirektiv.

Tak til Lars Trolborg, Britt Stenhøj Baun Christensen og Jens Christian Refsgaard (GEUS), Martin Skjødt Linneberg og Kirsten Broch (Miljøcenter Aalborg), Michael Palsgaard Andersen (Agri Nord), Mikkel Kloppenborg Nielsen (NIRAS A/S), Holger Nehmdahl (ConTerra ApS) som alle har været behjælpelige med data samt deltagelse i dialog og diskussion undervejs i projektet.

Jacob Skødt Jensen

Gitte Kjærsgaard Sørensen

Indhold

Forord	7
1. Indledning	11
1.1 Problemformulering.....	13
2. Beskrivelse af oplandet til Odderbæk	15
2.1 Kvælstofsårbare recipienter.....	17
3. Den miljømæssige regulering af landbruget	21
3.1 Miljømålsloven.....	22
3.1.1 Vandrammedirektivet.....	22
3.1.2 Natura 2000.....	23
3.1.3 Implementering af Miljømålsloven.....	23
3.2 Fremtidig miljøregulering af landbruget.....	25
4. Kvælstofreduktion mellem rodzone og vandløb	29
4.1 Kvælstofudvaskning fra rodzonen.....	30
4.2 Kvælstoffjernelse og redoxprocesser.....	33
4.3 Vandafstrømning og redoxforhold.....	35
4.4 Strømninger og kvælstofreducerende processer i ådalsmagasinet.....	37
5. Metoder til analyse af strømningsveje og kvælstofreduktion	43
5.1 Afvandingsklasser.....	43
5.2 GOI-typologi.....	45
5.3 Udpegning af kvælstoffølsomme arealer.....	47
6. Opsætning af model for vandtransport	53
6.1 Konceptuel model for vandtransport.....	53
6.1.1 Hydrologi.....	53
6.1.2 Geologi og hydrogeologi.....	58
7. Opsætning af model for kvælstoftransport	67
7.1 Rodzoneudvaskning og samlet oplandsreduktion.....	68
7.2 Kvælstofreduktion under redoxfronten.....	71
7.3 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer.....	77
7.4 Vandføring og kvælstoftransport i Odderbæk.....	79
8. Resultater for vand- og kvælstoftransport	81
8.1 Resultater for vandtransport.....	81

8.2 Resultater for kvælstoftransport.....	88
8.2.1 Kvælstofreduktion under redoxfronten	88
8.2.2 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer.....	90
8.2.3 Tidskorrigeret N-tilførsel	94
8.3 Modellens usikkerheder.....	102
8.4 Delkonklusion	104
9. Scenarieberegninger	105
9.1 Scenarie 1: Omkostningsneutral indsats.....	105
9.2 Scenarie 2: Reduktion af N-tilførsel vha. arealekstensivering.....	107
9.3 Scenarie 3: Sløjfning af dræn.....	111
10. Diskussion	113
11. Konklusion	119
Litteraturliste	121
Bilag 1. Landbrugets miljøregulering.....	125
Bilag 2. Beregning af topografisk opland	127
Bilag 3. Målebordsblade 1842-1899 1:25.000.....	130
Bilag 4. Geologisk model	131
Bilag 5. Vandafstrømning og kvælstofudvaskning for Odderbæk 1980-2003.....	134
Bilag 6. N-udvaskning (ConTerra/DMU).....	138
Bilag 7. Redoxfrontens placering.....	140
Bilag 8. Vandføring i Odderbæk.....	142

1. Indledning

Den danske natur og det danske vandmiljø er siden 1950'erne blevet belastet med store mængder kvælstof bl.a. fra landbrugsproduktionen, hvilket har ført til forringelse af grundvandskvalitet og miljøtilstand i terrestriske og akvatiske naturtyper. Udbredelsen af og biodiversiteten i de terrestriske naturtyper (moser, overdrev, heder) er gået tilbage, og de akvatiske naturtyper (vandløb, søer, marine områder) er præget af eutrofiering og iltsvind. Samlet set er disse naturtyper samt grundvand kvælstofsårbare recipienter (N-sårbare recipienter), der er afhængige af kun i begrænset omfang at få tilført kvælstof.

Med implementeringen af EU's Vandrammedirektiv forpligter Danmark sig til at opnå *god økologisk tilstand* for overfladevand (de akvatiske naturtyper) inden år 2015. God økologisk tilstand henviser til en tilstand hvor menneskelige påvirkninger kun må føre til mindre afvigelser i forhold til hvad der kan findes ved uberørte forhold [EU, 2000]. Derudover stiller Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne (Natura 2000) krav om *gunstig bevaringsstatus* for en række værdifulde naturtyper, hvor det skal sikres *at naturens tilstand er stabil eller i forbedring og god nok til at sikre langsigtet overlevelse af den beskyttede natur i hele dens variationsbredde* [Skov- og Naturstyrelsen, 2005]. Da hovedparten af kvælstoftilførslen (N-tilførslen) til ovenstående N-sårbare recipienter stammer fra kvælstofudvaskning (N-udvaskning) fra landbrugsområder, betyder det at der bør gøres en særlig indsats i disse områder for at reducere N-tilførslen.

I Danmark er tendensen stigende miljøkrav til landbruget, hvor især EU's Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv ligger op til en øget indsats for at forbedre vandmiljøet og naturens tilstand. Da landbruget udleder hovedparten af den kvælstofmængde, der påvirker miljøtilstanden, må den miljømæssige regulering af landbruget skærpes og nytænkes for at kunne reducere N-tilførslen til de N-sårbare recipienter i et tilstrækkeligt stort omfang.

Selvom det ud fra et miljømæssigt synspunkt er fordelagtigt at mindske landbrugets miljøpåvirkning, skal der tages højde for at landbruget spiller en afgørende rolle i samfundet, primært som producent af fødevarer. Som følge af klimadebatten og et øget fokus på at finde alternativer til fossile brændsler vil der i fremtiden opstå et stigende behov for energiafgrøder til produktion af biobrændsel, hvilket vil give yderligere pres på landbrugsproduktionen. Dansk landbrug er økonomisk trængt og oplever stor konkurrence fra udlandet, hvilket betyder at der er risiko for at yderligere restriktioner kan medføre, at det bliver økonomisk urentabelt at drive landbrug i Danmark – medmindre en nedgang eller ændring i landbrugsproduktionen accepteres. Fremtidsudsigterne for dansk landbrug koblet med problemerne vedrørende den forringede tilstand for natur- og vandmiljø giver store udfordringer med på den ene side at opretholde landbrugsproduktionen og på den anden side at minimere landbrugets kvælstofbelastning.

Over de seneste 20 år er der opnået store reduktioner i N-udvaskningen ud fra generelle nationale kvælstofreduktionskrav i forbindelse med bl.a. Vandmiljøplan I, II og III. Imidlertid vil det ikke være realistisk udelukkende at opnå de krævede reduktioner i forhold til opfyldelse af Vandrammedirektivet med yderligere generelle reduktionskrav. Alternativet er differentierede reduktionskrav, hvor der foretages en mere målrettet indsats i de områder, hvor reduktion giver størst effekt på vandmiljøet [Agwaplan, 2009]. En differentieret miljøindsats vil også betyde en mere omkostningseffektiv indsats – dvs. at der opnås den største miljøgevinst for færrest penge og at flere recipienter dermed vil have gavn af de midler der afsættes til miljøbeskyttelse.

Med lanceringen af regeringens plan for Grøn Vækst i april 2009 lægges der op til en kombination af miljøbeskyttelse og et landbrugserhverv i vækst. Planen foreslår en yderligere generel kvælstofreduktion (N-reduktion), der skal suppleres af mere lokale og målrettede indsatser. Dansk Landbrug har ligeledes lavet et udkast til en plan for Grøn Vækst, hvori der lægges op til differentierede miljøkrav til landbruget og en udpegning af miljøfølsomme arealer:

”Skal miljø, natur og klimahensyn kombineres med et landbrug med udviklingsmuligheder, som det beskrives i regeringens oplæg til grøn vækst, er det ikke realistisk at kræve generelle reguleringer af fx kvælstofforbruget. Vil man have mest miljø for pengene, er det derimod nødvendigt at tage udgangspunkt i de miljøfølsomme arealer. Her er dyrkningsværdien ofte relativ lav, mens miljøeffekterne til gengæld ofte er store.”

[Dansk Landbrug et al., 2009: 1]

Der er heraf en interesse i, ud fra både et miljømæssigt og landbrugsmæssigt synspunkt, at udpege miljøfølsomme arealer, herunder N-følsomme arealer. Hvis de differentierede miljøkrav realiseres på lang sigt, vil det betyde store ændringer i arealanvendelsen, da landbrugsproduktionen skal ekstensiveres på de N-følsomme arealer, mens landbrugsproduktionen på de mindre N-følsomme arealer i højere grad kan bibeholdes. Det betyder at arealplanlægningen i landbrugsområder i højere grad skal integrere de forskellige modsatte interesser vedr. landbrug og miljø.

Sammenhængen mellem N-udvaskningen fra landbrugsarealernes rodzone (den del af planterne der er under jorden og det der omgiver dem) og N-tilførslen til N-sårbare recipienter vanskeliggøres af en kompliceret hydrologi og geologi. I Danmark er der siden 1980'erne forsket intensivt i nedbringelse af N-tilførslen til natur- og vandmiljø og der er opstillet modeller til beregning af både rodzoneudvaskningen og N-transport fra rodzone til N-følsomme recipienter i oplande til fx fjorde. Disse modeller har ofte udgangspunkt i større skala og ser på den samlede N-transport i oplande eller fokuserer på rodzoneudvaskningen uden at beregne den enkelte marks N-tilførsel til recipienten (fx vandløb). Med udviklingen mod mere differentieret regulering og målrettet indsats er der behov for på lille skala (mindre end markniveau), at kunne udpege N-følsomme arealer og kvantificere disse arealers N-tilførsel til recipienter, så indsatsen fokuseres hvor der opnås den største miljøeffekt.

I dette projekt opstilles metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* hvor der udarbejdes et simpelt og operationelt værktøj, der både tilgodeser landbrugsmæssige og miljømæssige interesser. Et værktøj der har udgangspunkt i selve N-tilførslen til recipienterne, ved på lille skala at beskrive relationen mellem rodzoneudvaskningen og den reelle N-tilførsel til N-følsomme recipienter i et opland. Metoden kan give baggrund for en hurtig udpegning og evaluering af hvor miljøindsatser bør ske på lille skala indenfor et opland.

Opbygningen af metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* tager udgangspunkt i oplandet til vandløbet Oddebæk i Vesthimmerland, hvor der udpeges N-følsomme arealer på baggrund af beregninger med en grundvandsmodel, der beskriver vand- og N-transport. Udpegningen sker ved at beregne N-reduktionen mellem rodzone og vandløb. Herved kan der findes en direkte relation mellem N-udvaskning og N-tilførsel til Oddebæk. På baggrund af arealudpegninger opstilles scenarier for en differentieret arealanvendelse, der kan mindske den samlede N-tilførsel til Oddebæk.

1.1 Problemformulering

Ud fra skitseringen af de fremtidige miljøudfordringer med at integrere natur- og vandmiljøhensyn med landbrugsinteresser ønskes der i dette projekt opstillet en metode, *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer*, der på lille skala kan udpege kvælstoffølsomme områder (N-følsomme områder). Metoden er tænkt som anvendelig til arealplanlægning i landbrugsområder hvor landbrugsinteresser integreres med hensynet til natur- og vandmiljø.

Der arbejdes i dette projekt ud fra følgende problemformulering:

Hvordan kan udpegning af kvælstoffølsomme arealer i et vandløbsopland danne grundlag for differentiering af arealanvendelsen i landbrugsområder, så kvælstoftilførslen til kvælstofsårbare recipienter minimeres?

Problemformuleringen uddybes i følgende arbejdsspørgsmål, der dækker projektets indhold og opbygning:

- Hvordan sker miljøregulering af landbruget i dag, og hvordan kan landbrugets fremtidige miljøudfordringer løses?
- Hvordan transporteres og reduceres kvælstof mellem rodzone og vandløb?
- Hvilke fordele og ulemper er der ved eksisterende metoder til analyse af N-transport mellem rodzone og vandløb, og hvordan adskiller *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* sig fra disse?
- Hvordan kan vand- og kvælstoftransport mellem rodzone og vandløb kvantificeres ved hjælp af grundvandsmodellering, der kan danne baggrund for udpegning af N-følsomme arealer?
- Hvordan kan metodens resultater anvendes til at opstille scenarier således at N-tilførslen til Odderbæk reduceres?
- Hvilke muligheder og barrierer kan der forventes at være i forbindelse med implementering af projektets metode *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* i miljøreguleringen, og hvordan relaterer metoden sig til den øvrige arealplanlægning?

Arbejdsspørgsmålene er udgangspunkt for projektets opbygning.

Projektets hypotese er at det er muligt i højere grad at forene landbrugsproduktion og beskyttelse af N-sårbare recipienter ved en mere differentieret arealanvendelse. Metoden der ønskes opstillet benytter grundvandsmodellering til at identificere og kvantificere landbrugsarealernes N-tilførsel til vandmiljøet. I udviklingen af metoden tages der udgangspunkt i et casestudie af oplandet til et mindre vandløb, Odderbæk, men metodens fremgangsmåde er tænkt så den kan benyttes i andre oplande, som værkstøj i arealplanlægningen.

Som grundlag for opstilling af et værktøj, der kan danne beslutningsgrundlag for den fremtidige arealplanlægning i oplandet til Odderbæk, kræves en overordnet forståelse for arealanvendelsen og den ressourcemæssige udnyttelse i oplandet (Kapitel 2), samt en forståelse for de lovgivningsmæssige rammer, der regulerer landbrug og vandmiljø (Kapitel 3).

Da selve reduktionen af kvælstof undervejs fra rodzone til vandløb er af væsentlig betydning for at kunne udpege N-følsomme arealer, gennemgås de kvælstofreducerende processer undervejs fra rodzone til

recipient (Kapitel 4). Som udgangspunkt for opstilling af metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer*, analyseres fordele og ulemper for eksisterende metoder i forhold til dette projekts metode (Kapitel 5).

Før opstilling af en model for vand- og N-transport opbygges en konceptuel forståelse for oplandet til Oddebæk, der kan ses som en hydrologisk og geologisk tolkning af de fysiske forhold i oplandet (Kapitel 6). Denne tolkning benyttes efterfølgende i modelleringen af vand- og N-transport. Næste skridt er at der opstilles i en numerisk grundvandsmodel, der beregner vandets strømningsveje fra rodzone til recipienter i oplandet.

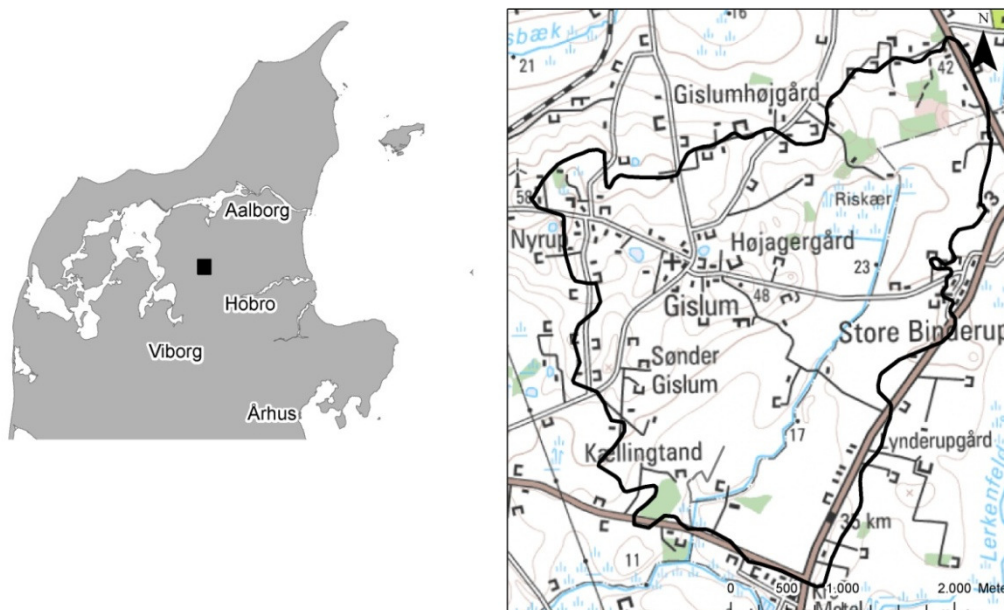
Da kvælstof følger vandets strømningsveje kan der, ved indlægning af kvælstofreducerende zoner under redoxfronten (den iltfrie zone) og i ådalsmagasinet, beregnes en N-reduktion i oplandet (Kapitel 7). På baggrund heraf kan der på lille skala findes en direkte relation mellem den kvælstofmængde der udvaskes fra et specifikt områdes rodzone og den kvælstofmængde dette område tilfører vandløb. Når denne relation kobles med den eksisterende udvaskning fra rodzonen fås et kvantitativt mål for hvor store mængder kvælstof de enkelte områder bidrager med af den samlede N-tilførsel til de enkelte recipienter. På baggrund af denne kobling kan de N-følsomme arealer udvælges (de områder der tilfører N til recipienterne) (Kapitel 8). Da der ved denne metode er beregnet en relation mellem hvor stor en del af rodzoneudvaskningen der reelt set tilføres recipienterne, vil der efterfølgende kunne findes et kvantitativt mål for hvilken effekt N-reducerende tiltag (fx ændring i arealanvendelse) vil få for recipienterne (Kapitel 9).

Metoden er afprøvet på et specifikt opland, men hvorvidt metoden generelt set vil være en løsningsmodel i de fremtidige miljøudfordringer afhænger i høj grad af politiske barrierer og muligheder (Kapitel 10).

2. Beskrivelse af oplandet til Odderbæk

Kapitlets formål er at få en forståelse for karakteristika for oplandet til Odderbæk bl.a. arealanvendelse og N-sårbare recipienter.

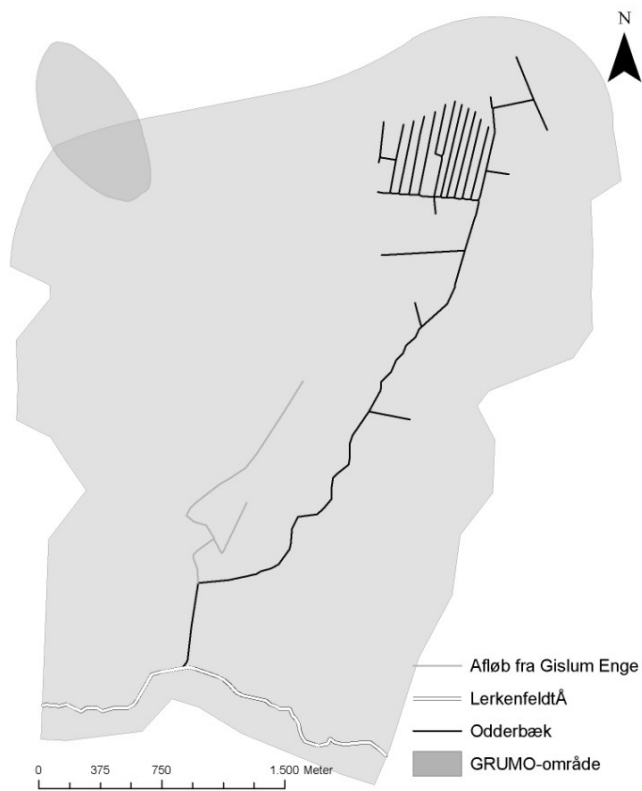
Udgangspunktet for metoden er oplandet til vandløbet Odderbæk, der er beliggende ca. 44 km sydvest for Aalborg ved Gislum (se Figur 1). Det topografiske opland udgør 1.145 ha og arealanvendelsen i oplandet består primært af landbrug, mens ca. 2 % af oplandsarealet er skov. Der har tidligere været større områder med engarealer, som nu er drænet og indgår i landbrugsmæssig drift. Oplandet er domineret af kvægbrug og husdyrtrykket for oplandet er på 1,6 DE/ha [Rølmer Hansen et al, 2006], hvilket er 74 % højere end landsgennemsnittet i 2006 på 0,86 DE per hektar [Dansk Landbrug, 2007]. Oplandet er landskabsmæssigt karakteriseret ved at der i den nordlige og vestlige del er et småbakket terræn, mens der mod øst er svagt kuperet terræn og i den sydlige del markant fladt terræn.



Figur 1: Oversigtskort over geografisk placering af oplandet.

Vandløbet Odderbæk er en del af Lerkenfeldt Å-systemet, der afvander til Limfjorden. Odderbæk strømmer fra området Riskær i den nordlige del af oplandet og mod syd ud i Lerkenfeldt Å og har en længde på 4.445 m (se Figur 2). Før udløbet er der et tilløb, Afløb fra Gislum Enge, der har en længde på 1.536 m, hvoraf 1.312 m er rørlagt, se [Aars Kommune, 2003]. For forløb af vandløbsstrækningen se Figur 2.

Oplandet til Odderbæk indgår som en del af både den landsdækkende grundvandsovervågning (GRUMO) og Vandmiljøplanernes Landovervågningsprogram (LOOP), hvor der er foretaget målinger siden 1989 og der er heraf et detaljeret datagrundlag. GRUMO-området ligger placeret i den nordvestlige del af oplandet (se Figur 2). Formålet med grundvandsovervågningen (GRUMO) er at registrere grundvandets belastning med kvælstof og fosfor og ud fra dette følge udviklingen i grundvandsressourcens kvalitet og kvantitet, både for at sikre drikkevandsinteresser, men også for at beskrive kvaliteten i det grundvand der er basistilstrømningen til akvatiske naturtyper [GEUS, 2004]. Modsat GRUMO-overvågningen, der primært fokuserer på grundvandskvalitet, er der i vandmiljøplanernes landovervågningsprogram (LOOP) fokus på at overvåge landbrugets gødnings- og pesticidanvendelse, samt tab af disse stoffer til det akvatiske miljø. Figur 3 viser udvalgte lokaliteter i oplandet.



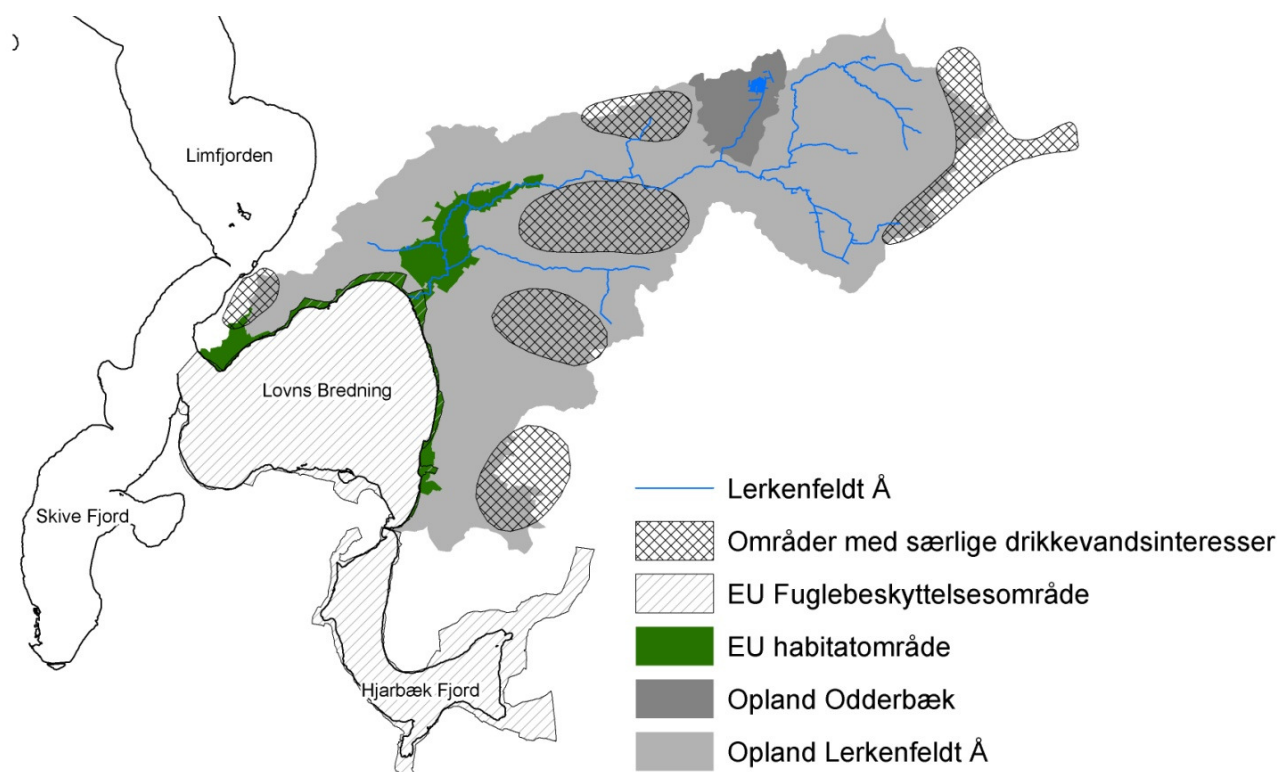
Figur 2: Oversigtskort over vandløbsstrækningen



Figur 3: Øverst tv: taget mod sydøst fra den nordvestlige del af oplandet, Nederst tv: taget mod nord på den nederste del af Oddebæk, øverst th.: Engarealerne (Riskjær), Nederst th.: Landbrugsbedrift i den nordøstlige del [projektgruppen, 2008].

2.1 Kvælstofsårbare recipienter

En af recipienterne i området er vandløbet Oddebæk, der er et B1 klassificeret vandløb (yngleopvækstvand for laksefisk) [Aars kommune, 2003]. Vandløbs økologiske tilstand forventes ikke direkte at blive påvirket af N-tilførsler, da eventuelt kvælstofholdigt vand, som vandløbet modtager, hurtigt transporteres videre ud til mod havet og opholdstiden derfor er kort. Vandløb kan heraf betragtes som en transportvej for kvælstof, og kvælstof får først for alvor en betydning for dyr og planters leveforhold når det ender i fjorde og kystvande. Da Oddebæk afvander til Limfjorden, se Figur 4 og N-tilførsel har en negativ miljøpåvirkning ud fra de biologiske faktorer for målsætning for kystvande, betragtes Oddebæk i dette projekt som N-sårbar recipient.



Figur 4: Oplandet til hhv. Lerkenfeldt Å, Oddebæk samt udpegnig af EU habitatområde, Fuglebeskyttelsesområde og områder med særlige drikkevandsinteresser.

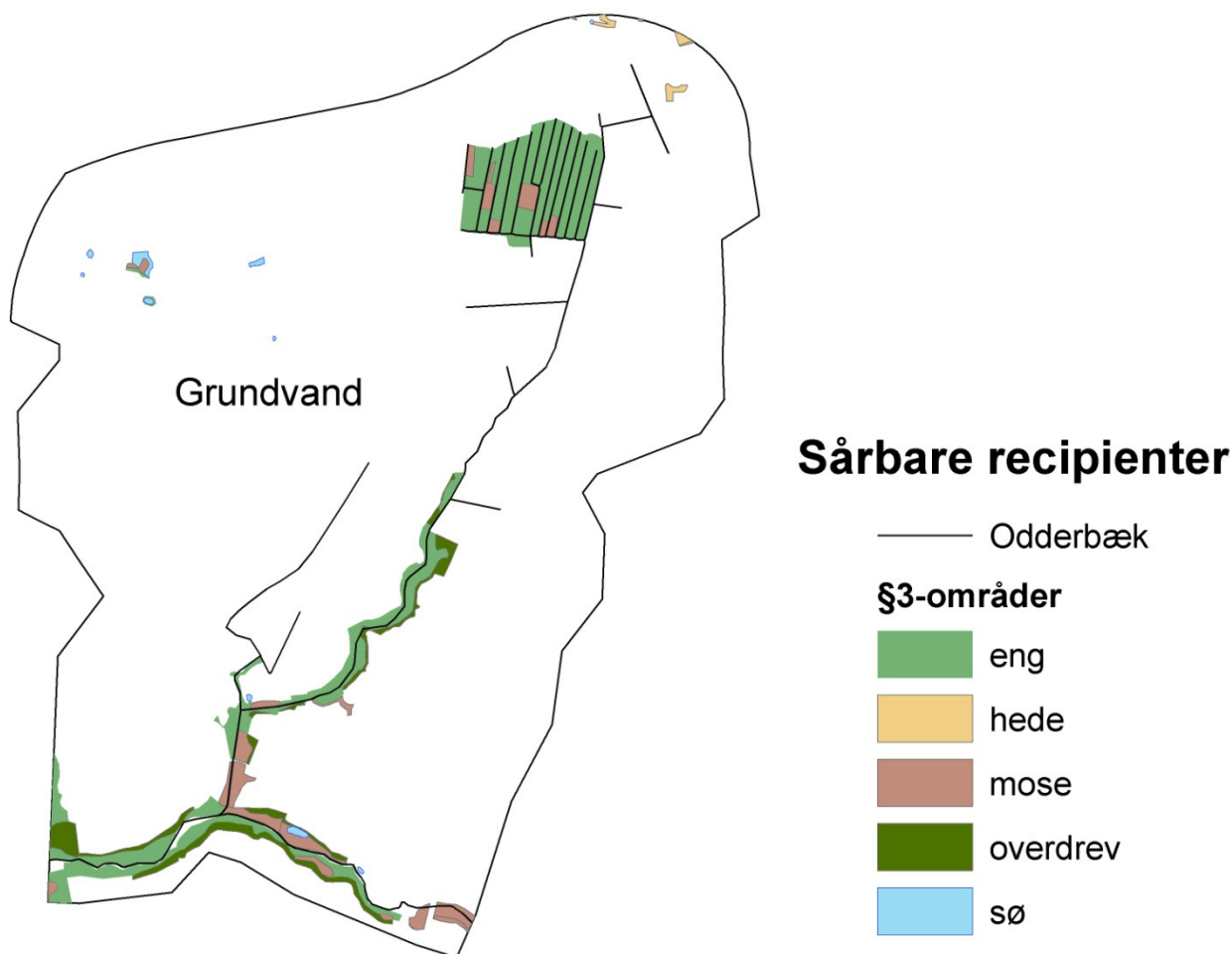
Limfjorden har igennem mange år være plaget af iltsvind, og der er derfor en stor interesse i at begrænse N-tilførslen fra oplandet for at Limfjorden samlet set kan leve op til kravene om god økologisk tilstand fra Vandrammedirektivet. I basisanalysen for område nr. 30 Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals Ådal fremgår det at næringsstofftilførslen med især kvælstof udgør en trussel:

”Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, især af kvælstof. Dette resulterer i nedsat sigtedybde, forringede forhold for ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes i høj grad af disse forhold.”

[Miljøministeriet, 2006]

Yderligere bør der tages højde for at Odderbæk afvander til Lerkenfeldt Å, der i det nedre forløb er en del af et Natura 2000 område (udpeget på baggrund af Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektivet), der dækker en del af Limfjorden og oplandet hertil (se Figur 4). For dette Natura 2000-område gælder, at det er udpeget på grundlag af områdets marine værdier, i kraft af de lavvandede fjordområder samt på grund af naturtyper som rigkær, kildevæld, sure overdrev og heder, der pga. den særlige vegetation og deres ringe udbredelse er af regional eller national betydning.

Ud over N-transporten for Odderbæk-oplandet indgår i denne større sammenhæng, er der i selve Odderbæk-oplandet N-sårbare recipienter, se Figur 5.



Figur 5: N-sårbare recipienter i Odderbæk-oplandet. Baseret på [Arealinformation, 2009]

Nogle af disse sårbare recipienter er udpegede § 3 områder. Generelt set omfatter § 3-områderne N-sårbare naturtyper som søer, vandløb, heder og moser. §3-områder henviser til Miljøbeskyttelseslovens § 3, hvor der stilles krav om at tilstanden i disse områder ikke må forandres. Hovedparten af Odderbæk-oplandets § 3-områder omfatter eng og overdrev, mens der er mindre arealer med søer, heder og moser (se Figur 5). Enge og overdrevs tilstand er til dels påvirket af N-tilførslen, men andre faktorer som fx manglende afgræsning betyder at levestederne for en lang række dyre- og plantearter ødelægges. For disse områder er kvælstof kun en af flere faktorer, der kan forringe tilstanden og ved disse naturtyper spiller den atmosfæriske N-tilførsel oftest en stor rolle. En mindske N-tilførsel til disse områder betyder derfor ikke

nødvendigvis at deres tilstand forbedres, hvis andre kriterier ikke overholdes. Det er derfor vanskeligt at opsætte tålegrænser for hvor stor den maksimale kvælstofpåvirkning af et § 3-område må være for at leve op til kravet om at områdets tilstand ikke må forandres.

Udover de marine recipienter og N-sårbare naturtyper som N-transporten i Oddebæk kan influere på, er grundvandsmagasinet i oplandet som udgangspunkt også en N-sårbar recipient. Grundvandsmagasinet belastes med kvælstof fra de overliggende landbrugsarealer i en kombination af dårligt beskyttende dæklag og nedsivning af nitrat til grundvandet.

Der skelnes mellem *områder med særlige drikkevandsinteresser* (udvalgte områder) og *områder med drikkevandsinteresser* (de resterende områder), se Figur 4. Mens *områder med særlige drikkevandsinteresser* er områder der har betydning for den nuværende eller fremtidige drikkevandsforsyning indgår *områder med drikkevandsinteresser* ikke på kortere sigt i vandforsyningen. Oplandet til Oddebæk har i øjeblikket status som *område med drikkevandsinteresser*, hvor området foreløbig friholdes for etablering af større kildepladser til vandværker. Områder med drikkevandsinteresser omfatter arealer, hvorunder grundvand af drikkevandskvalitet primært har betydning for de lokale vandforsyninger (markvandingsboringer) og disse områder omfatter ofte betydelige mængder af grundvand, men opfattes ikke som en ressource der skal indgå i det nuværende drikkevandsbehov eller skal være sikkerhedsreserve for drikkevand.

Grundet oplandet til Oddebæks status mht. grundvand, vil N-tilførsel til grundvand ikke indgå som en del af modelberegningerne. I opstilling af scenarier for projektets metode (Kapitel 9) vil projektets metode *Udpegning af kvælstoffølsomme recipienter* afprøves på Oddebæk som den N-sårbare recipient, men i selve metodens koncept kan der sagtens tages udgangspunkt i § 3 områderne som de sårbare recipienter.

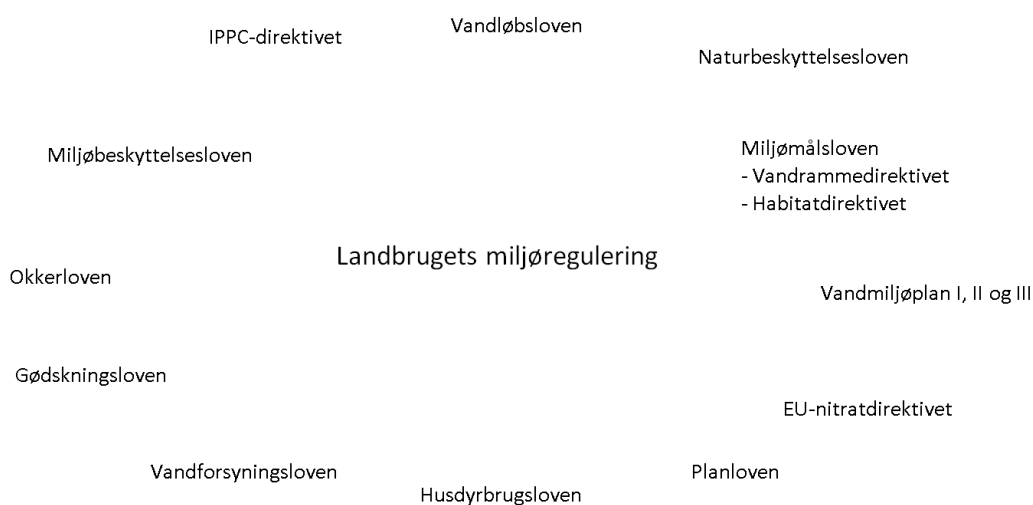
3. Den miljømæssige regulering af landbruget

Kapitlets formål er at give et overblik over den miljømæssige regulering af landbruget og beskrive den vigtigste lovgivning, der relaterer sig til nutidens og fremtidens miljøudfordringer. Dette gøres for at analysere hvilke krav fremtidens landbrugsregulering stiller til udvikling og implementering af nye metoder og værktøjer, der kan benyttes i arealplanlægningen.

Landbrugets kvælstofrelaterede miljøproblemer har udgangspunkt i indførelsen af kunstgødning i 1950'erne. Ved anvendelse af kunstgødning kunne markens høstudbytte forøges markant. Et højere forbrug af kunstgødning medførte imidlertid også et større kvælstoftab til det omgivende vandmiljø med det resultat at kvælstofkoncentrationen (N-koncentrationen) i vandløb, søer, fjorde og kystvande steg betydeligt. De øgede kvælstofmængder medførte også betydelige ændringer i de økologiske forhold med ændrede livsbetingelser for dyr og planter. Først i 1980'erne blev det alment anerkendt at det store tab af kvælstof var til skade for vandmiljøet og at det var årsag til forekomst af kraftige iltvind i fjorde og kystvande.

På samme tidspunkt kom bæredygtighedsprincippet ind i miljødebatten og der blev i langt højere grad end tidligere stillet krav om at tage hensyn til både produktions- og miljømæssige interesser. Dette medførte, at der blev indført betydelige stramninger i miljøreguleringen ved udarbejdelse af NPO handlingsplanen(1985) og Vandmiljøplan I (1987). De første tiltag havde stor effekt, og blev op gennem 90'erne suppleret med yderligere reguleringer bl.a. Nitratdirektivet fra 1991 og Handlingsplan for bæredygtigt landbrug 1991.

I dag er den miljømæssige regulering af landbruget kompleks, hvor en stor del af lovgivningen er fastsat af EU. Den traditionelle miljøregulering i form af bl.a. Vandløbsloven, Vandforsyningsloven og Okkerloven er suppleret af EU-direktiver og vandmiljøplaner. Nogle vigtige elementer, der spiller ind på den nutidige miljøregulering af landbruget, er illustreret på Figur 6 og da det kun er udvalgte reguleringer ses det at landbrugets miljøregulering er kompleks. (Bilag 1 giver en kort beskrivelse af enkelte love, planer og direktiver).



Figur 6: Landbrugets miljøregulering.

I de kommende årtier sætter Vandramme- og Habitatdirektiverne dagsordenen for hvordan landbruget skal reguleres. De to direktiver er implementeret i dansk lovgivning gennem Miljømålsloven. Denne får vidtrækkende konsekvenser for den danske miljølovgivning, idet der stilles store krav til vandmiljøets tilstand.

3.1 Miljømålsloven

I Miljømålsloven fastlægges det hvordan Vandramme- og Habitatdirektivet implementeres ved en beskrivelse af rammerne for den arbejds- og planlægningsproces, der skal gennemføres for at kunne leve op til EU's lovgivning. Miljømålsloven fastsætter hvordan vand- og naturplanlægningen skal foregå i Danmark for at leve op til de fastsatte målsætninger.

3.1.1 Vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet (Direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger) trådte i kraft den 22. december 2000. Formålet med Vandrammedirektivet er at sikre beskyttelsen af vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand [EU, 2000]. Dermed sker der en nytænkning af vandplanlægningen ved at sammenkæde kvantitet og kvalitet af grundvand og overfladevand. Målsætningen er at samtlige vandområder i EU i 2015 som minimum skal have opnået *god økologisk tilstand*, hvor menneskelige påvirkninger kun må føre til mindre afvigelser i forhold til hvad der kan findes ved uberørte forhold. [Miljøministeriet, 2007a] I de kommende årtier vil direktivet være omdrejningspunktet for EU's vandpolitik. Beskyttelsen der sker gennem Vandrammedirektivet sigter efter at:

- Forebygge yderligere forringelse af vandområderne,
- Beskytte og forbedre vandområdernes miljøtilstand bl.a. ved at begrænse udledninger og tab af næringsstoffer og miljøfremmede stoffer,
- Fremme bæredygtig vandanvendelse baseret på langsigtet beskyttelse af tilgængelige vandressourcer
- Mindske og forhindre yderligere forureningen af grundvand
- Afbøde virkninger af oversvømmelser og tørke.

For overfladevand stilles der krav om god økologisk tilstand samt en god kemisk tilstand. Vandrammedirektivet har udgangspunkt i de biologiske forhold, hvilket betyder at der skal være gode livsbetingelser for dyr og planter. [Miljøministeriet, 2007b]

For grundvand stilles der krav til at vandindvindingen på længere sigt ikke må overstige grundvandsdannelsen, dvs. at vandressourcen skal være bæredygtig. Samtidig skal grundvandet have god kemisk kvalitet, hvilket indebærer at tilførsel af forurenende stoffer skal begrænses og at forringelse af tilstanden skal forebygges. Der stilles således krav om at vende enhver væsentlig eller vedvarende opadgående tendens i koncentrationen af et hvilket som helst forurenende stof i grundvandet, der er forårsaget af menneskelig aktivitet. [Miljøministeriet, 2007b]

Det vurderes af [Miljøministeriet, 2007b] at der i praksis ikke vil være langt fra de tidligere krav fra EU i forhold til overfladevande og grundvand og at der ikke vil ske en skærpelse af kravene, men det nye er at der fra EU opstilles en juridisk forpligtelse til at medlemslandene skal foretage de nødvendige foranstaltninger så miljømål opnås.

3.1.2 Natura 2000

Udover Vandrammedirektivet har EU en overordnet målsætning om at stoppe forringelser af biodiversiteten senest i år 2010. Dette gøres gennem Habitatdirektivet. Habitatdirektivet er sammen med Fuglebeskyttelsesdirektivet grundlag for udpegning af Natura 2000-områder i Danmark. Formålet med Habitatdirektivet er at sikre eller genoprette gunstig bevaringsstatus for de naturtyper og arter, som områderne er udpeget for at bevare. Gunstig bevaringsstatus betyder, at det skal sikres at naturens tilstand er stabil eller i forbedring og god nok til at sikre langsigtet overlevelse af den beskyttede natur i hele dens variationsbredde. Beskyttelsen sker gennem udpegning af habitatområder, som sammen med fuglebeskyttelsesområder danner Natura 2000 - et økologisk netværk af beskyttede naturområder gennem hele EU. Habitatområderne er udpeget på statsligt niveau for at beskytte bestemte naturtyper og arter der er truede, sårbare eller sjældne. Fuglebeskyttelsesområder beskytter ynglefugle som er sjældne overfor ændringer af levesteder og områder hvor fugle regelmæssigt gæster Danmark.

De naturtyper der skal beskyttes, er dem:

- Der er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde
- Der har et begrænset naturligt udbredelsesområde, fordi de er gået tilbage, eller fordi de fra naturens hånd er begrænsede
- Der er karakteristiske for forskellige områder af Europa

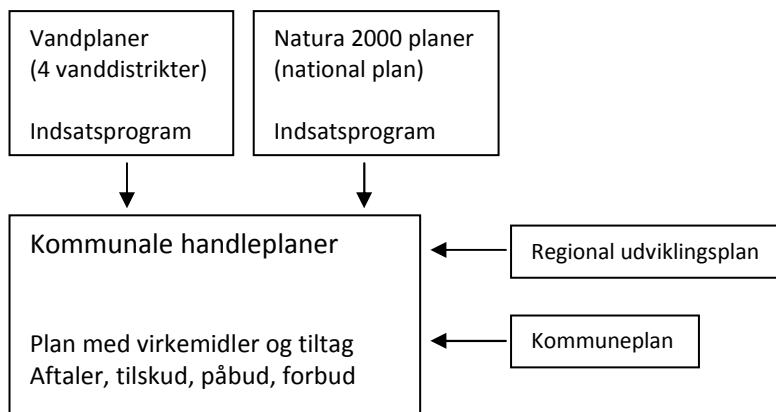
De dyre- og plantearter, der skal bevares, er dem:

- Der er truede, sårbare eller sjældne
- Der kun findes på et mindre afgrænset område og kræver særlig opmærksomhed på grund af deres særlige levested og/eller de mulige følger, som en udnyttelse af dem kan have for deres bevaringsstatus

I de kommende år skal der sættes særligt fokus på de mest sårbare områder inden for Natura 2000 områderne. Til dette formål er der udarbejdet et kort over nitratklasser, som kortlægger kvælstofreduktionspotentialer. Der skal tages højde for nitratklasseinddelingen både i selve Natura 2000-områderne og i de områder der afvander til Natura 2000-områder. Udpegningen af nitratklasser er sket for at sikre ensartede retningslinjer i forbindelse med miljøgodkendelse af husdyrbrug. Dette vil være gældende indtil Vandrammedirektivets vandplaner træder i kraft i 2009/2010. [Skov- og Naturstyrelsen, 2007a]

3.1.3 Implementering af Miljømålsloven

Implementering af miljømålsloven sker ved at statens miljøcentre opstiller miljømål der skal til for at EU-direktiverne opfyldes, mens det er kommunernes opgave at implementere virkemidler, der kan sikre opfyldelse af kravene. Figur 7 viser implementeringen af Vandrammedirektivet og Natura 2000. Det ses at et overordnet indsatsprogram danner grundlag for kommunernes implementering. Planerne må hverken stride mod den regionale udviklingsplan eller kommuneplanen. [Skov- og Naturstyrelsen, 2005]



Figur 7: Implementering af Miljømålsloven [Skov- og naturstyrelsen, 2007b]

Vandplaner

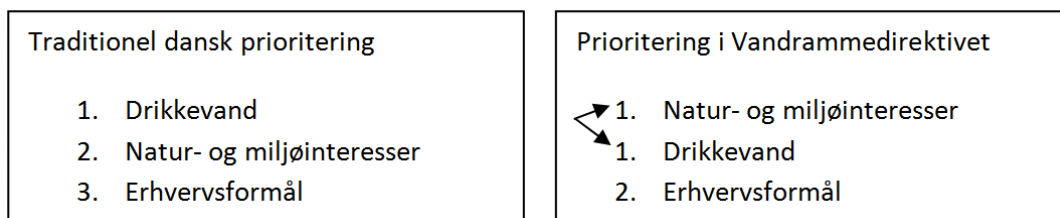
Med indførelsen af Vandrammedirektivet i dansk lovgivning opdeles Danmark i fire vanddistrikter, heraf et internationalt. Implementeringen sker ved at der i Miljøcentrene udarbejdes overordnede vandplaner med basisanalyser af de enkelte deloplande i hvert vanddistrikt. Disse basisanalyser er det første niveau i implementeringen. Basisanalyserne indeholder en kortlægning af vandforekomsterne og af de kilder, der påvirker dem [Miljøministeriet, 2007a]. Ud fra basisanalysen udarbejdes en vandplan med tilhørende indsatsprogram (se Figur 7). Vandplanen sætter mål for den tilstand, der skal nås inden udgangen af 2015. Målene kan eksempelvis være den maksimale koncentration af forurenende stoffer i vandløb eller grundvand. [Miljøministeriet, 2007b]. Når vandplanerne har været i høring og er blevet godkendt, skal landets 98 kommuner udarbejde en handleplan for hvordan vandplanen og indsatsprogram kan realiseres inden for kommunens geografiske område på land og for den kystnære del af vanddistriktet. Implementeringen og opfyldelsen af de fastsatte miljømål skal ske inden 22. december 2015, med en ultimativ frist for opfyldelse på 2x6 år, dvs. inden udgangen af 2027. [Miljøministeriet, 2007b] Vandplanerne skal i størst muligt omfang koordineres med Natura 2000 planer for beskyttelse af internationale naturbeskyttelsesområder.

Naturplaner

Udpegningen af Natura 2000-områderne sker som en national plan med de danske udpegninger af beskyttelsesværdige områder, der i efteråret 2004 blev godkendt af EU. I Natura 2000 planen laves en plan for hvordan habitatområderne vil kunne leve op til gunstig bevaringsstatus, således at forholdene for de beskyttede naturtyper og arter ikke forringes. Miljøcentrene udarbejder på baggrund af den nationale udpegning basisanalyser for Natura 2000-områderne, hvor tilstanden vurderes og trusler defineres, med en efterfølgende opstilling af mål for tilstanden for de enkelte natura 2000-områder. Dette munder ud i et samlet indsatsprogram, som danner grundlag for de kommunale handleplaner for hvordan Natura 2000 lovgivningen realiseres.

Overordnet set for vand- og naturplaner gælder der at der bliver pålagt en lang række bindinger. Fx ved en etablering af en ny grundvandsindvinding skal den ændrede interaktion mellem grundvand og overfladevand vurderes. Det kunne eksempelvis dreje sig om en grundvandsindvindings påvirkning af en nærliggende våd naturtype, hvis eksistensgrundlag bygger på vandmætning og tilførsel af grundvand.

De to direktiver ligger op til en delvis omprioritering af vandressourcen (se Figur 8). Hvor drikkevand førhen har haft førsteprioritet og natur- og miljøinteresser andenprioritet er disse to formål som en konsekvens af Vandramme- og Habitatdirektiverne sidestillet:



Figur 8: Prioritering af vandressourcen før og efter implementering af Vandrammedirektivet

Grøn Vækst

Regeringens nye plan Grøn Vækst er tænkt som en helhedsplan, der kobler hensynet til natur, miljø, klima og landbrug. Planen ligger op til at hensynet til natur og vandmiljø skal kobles med et landbrug i vækst. Grøn Vækst erstatter Vandmiljøplan III fra 2004 og har samme målsætninger for reduktion. Tidshorizonten for opfyldelse af reduktionskrav er 2015, svarende til at Grøn Vækst er planen for hvordan Danmark skal leve op til Vandrammedirektivet (og Habitatdirektivet)[Regeringen, 2009]. Følgende opsummerer planens vigtigste tiltag til reduktion af kvælstof:

- Ophævelse af harmonikrav der erstattes af kvælstofkvoter
- Forbud mod visse jordbearbejdningsmetoder i efteråret
- 10 meters sprøjte, gødnings og dyrkningsfrie randzoner
- Etablering af vådområder og ekstensivering af arealer

Grøn Vækst vil medføre en ændring i landbrugsloven ved at harmonikravet ophæves og i stedet indføres markedsorienterede kvælstofkvoter fra 2012. Hvordan systemet med kvælstofkvoter bliver, er endnu ikke fastlagt, men der vil fastsættes en årlig maksimal kvælstofudvaskning som opdeles i kvoter til landbruget. N-udvaskningen bliver herefter mulig at handle med. Denne omlægning af kvælstofreguleringen menes at kunne skabe en reduktion af N-udvaskningen ved at landmanden har et økonomisk incitament til at nedbringe N-tilførsler til markerne.

Herudover vil der komme yderligere generelle reguleringer ved forbud mod visse jordbearbejdningsmetoder i efteråret, hvor risikoen for udvaskning er størst. I Grøn Vækst nævnes desuden målrettede indsatser, der skal supplere den generelle indsats herunder ændres dyrkningsfrie randzoner fra de nuværende 2 meter til 10 meter langs alle vandløb og søer under kompensation for tabt indtjening. Desuden ønskes der udlægning af vådområder samt ekstensivering af ådale ved frivillige ordninger med tilskud og efterafgrøder i sårbare vandløbsoplande. [Regeringen, 2009]. Ses der på Grøn Vækst i forhold til tidligere vandmiljøplaner er det stadig de samme tiltag der arbejdes med og hovedvægten er på de generelle reguleringer i forhold til differentieret regulering.

3.2 Fremtidig miljøregulering af landbruget

Der nævnes ikke direkte differentieret regulering i Grøn Vækst. Dette bryder med den generelle tendens der er i diskursen indenfor landbrugs og vandmiljø debatten, hvor differentieret arealanvendelse og regulering ses som vejen frem mod et forbedret vandmiljø. Det bliver omfattende at opfylde målsætningerne for Vandrammedirektivet og Grøn Vækst kan ses som et skridt på vejen, men der mangler

stadigvæk at blive fundet konkrete løsninger for hvordan indsatsen skal ske i de enkelte vandløbsoplande. Til dette vil det være relevant med en metode, der kan identificere i hvilke områder indsatsen bør målrettes for at opnå reduktion i N-tilførslen til N-sårbare recipienter.

Tendensen med stadigt stigende miljøkrav til landbruget fra 80'erne og til i dag vil med indførelsen af Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet fortsætte. De to direktiver er omfattende og stiller så store krav til vandmiljøet, at det er nødvendigt at nytænke den miljømæssige regulering af landbruget. Direktivernes høje målsætning betyder også, at der er store økonomiske omkostninger forbundet med deres implementering [Agwaplan, 2009].

Gennem de seneste 20 år er der opnået store reduktioner i N-udvaskningen ud fra nationale, generelle reduktionskrav til udledningen af hovedsageligt kvælstof og fosfor (vandmiljøplanerne mv.). Den generelle regulering har været effektiv, men de øgede krav til en minimering af naturens N-belastning betyder, at det bør overvejes om de generelle reduktionskrav fortsat skal være det vigtigste instrument i den fremtidige miljøindsats i landbruget. Alternativet vil være differentierede reduktionskrav hvor der foretages en mere målrettet indsats mod de områder, hvor en reduktion har størst effekt på vandmiljøet.

Den generelle indsats sker ved anvendelse af faste reduktionskrav og anvendelsen af bl.a. kvælstofnormer for afgrøder - alle bliver pålagt ens reduktionskrav. Den generelle reduktionsindsats har den fordel, at alle landmænd behandles ens og at alle bidrager til styrkelse af miljøindsatsen. Samtidig betyder ens reduktionskrav at modstanden er mindre, fordi alle landmænd er underlagt de samme krav. Ulemperne er til gengæld at miljøindsatsen er hhv. for lille og for høj i de enkelte landbrugsområder, da der ikke tages hensyn til de lokale fysiske forhold. I nogle områder vil miljøindsatsen kun medføre en beskeden forbedring i recipienternes tilstand, hvilket også betyder at indsatsen her er forbundet med for store økonomiske omkostninger (prisen for at reducere 1 kg N er for høj). [Agwaplan, 2009]

Den målrettede indsats har den fordel at indsatsen differentieres således at den vægtes højest i de områder som i størst grad bidrager med kvælstof til grundvand og overfladevand. Derfor vil miljøindsatsen i nogle landbrugsområder blive opprioriteret fordi en reduktion her har en meget stor effekt, mens andre knapt så sårbare områder ikke i helt samme grad vil blive pålagt de samme skrappe krav. Det vil konkret betyde, at udbringning af husdyrgødning på fx vandløbsnære områder vil kunne mindskes mod til gengæld at udbringe mere på højbundsjorde med et højt reduktionspotentiale. En differentieret miljøindsats vil derfor betyde at der er mulighed for at sætte ind i de områder hvor kvælstofudledningen reduceres mest muligt [Agwaplan, 2009].

Ulemperne ved en målrettet indsats er at der sker en differentiering af miljøkravene, hvilket betyder at landmænd ikke er underlagt ens miljøkrav (forskelsbehandling). Ud fra et administrationsmæssigt synspunkt er der også visse udfordringer i forbindelse med selve gennemførelsen af en mere målrettet miljøindsats. En målrettet miljøindsats kræver indsigt i de fysiske forhold i alle landbrugsområder samt at der opstilles konkrete miljømål på markniveau [Agwaplan, 2009]. Tabel 1 opsummerer fordele og ulemper ved hhv. generel og målrettet indsats.

Tabel 1: Fordele og ulemper ved generel og målrettet indsats [efter inspiration ved Agwaplan, 2009]

	Fordele	Ulemper
Generel indsats	Ens regler for alle landmænd Administrativ relativ simpel at implementere	Der tages ikke hensyn til de lokale forhold Områder hhv. over/underreguleres
Målrettet indsats	Tager hensyn til lokale forhold Reducerer der hvor effekten er størst Omkostningseffektiv	Differentierede krav til landmænd Administrativ ressourcetung Stor indsigt i de lokale fysiske forhold og krav om indgående kendskab til N-transport mellem rodzone og recipient

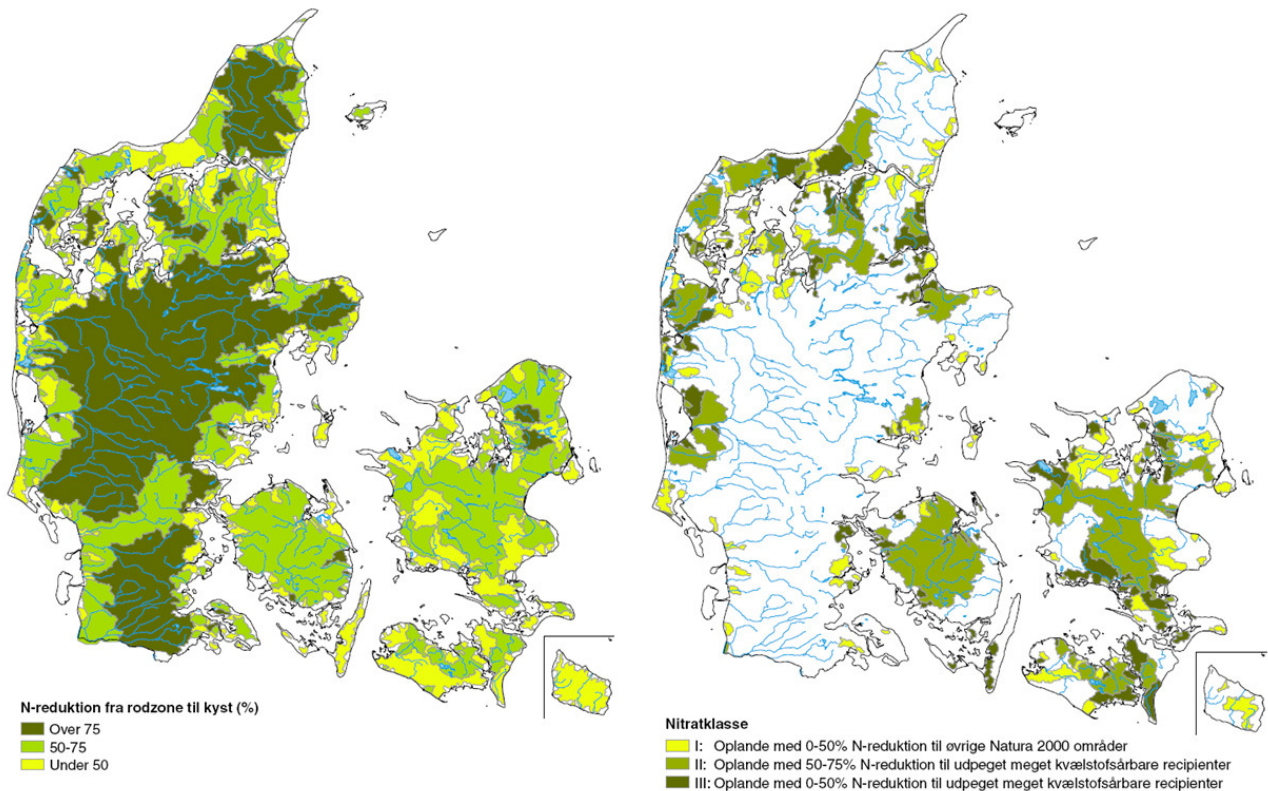
Hovedparten af de aktører der er involveret i implementeringen af Vandrammedirektivet peger på den målrettede indsats som den eneste løsning. [Agwaplan, 2009]

Jo mere målrettet en miljøindsats der kan foretages, jo bedre får den enkelte landmand en forståelse for at det virkelig nytter noget at gøre en indsats på hans mark. En detaljeret kortlægning af risikoarealer vil være et stærkt incitament til at den enkelte landmand gøres bevidst om hvordan netop hans marker påvirker recipienterne. Og det er netop en ansvarsfølelse, og en direkte sammenhæng mellem landmandspraksis og miljøtilstand der gør det muligt at forbedre recipienternes miljøtilstand væsentligt i forhold til i dag. Dette skal suppleres med et tæt samarbejde mellem landmænd, landboforening og den administrative miljømyndighed. [Agwaplan, 2009]

En mere målrettet miljøindsats vil medføre en differentiering af arealanvendelsen, som er resultat af en mere prioriteret miljøindsats. På nogle arealer vil der blive foretaget en målrettet miljøindsats og særligt sårbare arealer vil måske helt tages ud af omdrift. På andre arealer vil der indføres en mere ekstensiv landbrugsproduktion, og endelig vil der ses en mere intensiv dyrkning på de arealer, der hverken er klassificeret som særligt følsomme landbrugsområder eller sårbare i forhold til Natura 2000-områder. [Hansen, 2006]

Da Vandrammedirektivet er ret omfattende betyder det også at der bør opnås størst mulig reduktion for færrest mulige penge. Indsatsen skal derfor ske på den mest omkostningseffektive måde. At en indsats er omkostningseffektiv betyder, at indsatsen sker på de områder hvor der opnås størst mulig miljøeffekt indenfor den økonomiske ramme. Den omkostningseffektive regulering sker ved at sammenholde målsætninger og styringsmidler, dvs. en vurdering af hvilke styringsmidler der er mest effektive for at opfylde en given målsætning. [Hasler et al., 2002].

Tendensen i dag er at der er en begyndende differentiering i miljøkravene for landbrug. Dette sker bl.a. ved udarbejdelsen af kort over N-reduktion fra rodzone til kyst samt en inddeling i nitratklasser for Natura 2000-områderne, hvor der er forskellige krav til N-norm afhængig af området's robusthed (se Figur 9). Differentiering i forhold til nitratklasser er allerede indbygget i den nuværende miljøgodkendelse af husdyrbrug. Der er dog tale om et forsimplet billede af de faktiske fysiske forhold, idet der i realiteten er langt større variation inden for de enkelte deloplande.



Figur 9 TV: Kort over nitratklasser i Danmark, TH: Kvælstofreduktion fra rodzone til kyst i Natura 2000 områder [Blicher-Mathiesen et al., 2007]

Et delopland med fx en 50%-reduktion kan i realiteten både indeholde områder der bidrager med 0 % og andre områder der bidrager med 100 %. Hvis der virkelig skal være en omkostningseffektiv og målrettet indsats skal der laves en arealdifferentiering helt ned på markskala.

Et vigtigt instrument i implementeringen af Vandrammedirektivet er en kvantificering (modellering) af strømningvejene for grundvand og overfladevand i tilstrækkelig detaljeret oplandskala og tidsskala samt en bedre kvantificering af vandbalance på oplandsbasis. På baggrund heraf kan der foretages en mere målrettet indsats mod en reduktion af miljøbelastningen fra de mest sårbare landbrugsarealer. [DMU, 2008]

Det der konkret mangler for at kunne leve op til Vandramme- og Habitatdirektivet er bl.a. udvikling af værktøjer og metoder, der kan benyttes til udpeging af de områder, der bidrager med mest kvælstof til recipienterne (grundvand, vandløb, søer mv.). Af ressourcemæssige årsager vil der sandsynligvis være tale om en kombination af værktøjer på både grov og detaljeret skala. Ud fra de mere grove (men hurtige og billige) værktøjer, kan der udpeges særlig kritiske områder hvor der benyttes mere detaljerede værktøjer til nærmere at analysere hvor N-tilførslen kommer fra.

4. Kvælstofreduktion mellem rodzone og vandløb

Kapitlets formål er at give en forståelse for sammenhængen mellem arealanvendelse på markerne og N-tilførsel til N-sårbare recipienter. Dette kræver kendskab til hvordan kvælstof transporteres og reduceres mellem rodzone og vandløb. Processerne i rodzonen beskrives rent teoretisk for at give en overordnet forståelse. Da dette projekts fokus er sammenhængen mellem mark (rodzone) og recipient, er der valgt at fokusere på kvælstofs skæbne fra det udvaskes fra rodzonen til det når vandløb og derfor anvendes færdigbehandlede datasæt for rodzoneudvaskning i den senere modellering. Den teoretiske gennemgang bidrager til en forståelse for hvilke forhold, der har indflydelse på de datasæt for rodzoneudvaskning der anvendes i forbindelse med opstilling af en model for N-transport.

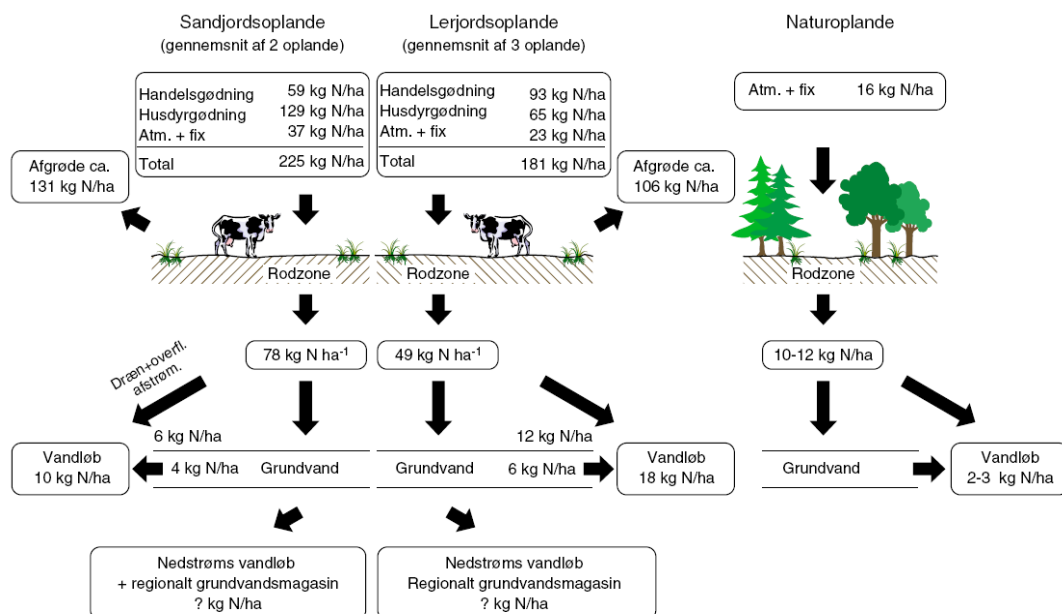
Kvælstofs vej fra rodzone til vandløb er relativt kompliceret fordi kvælstof undervejs kan omdannes til atmosfærisk kvælstof. Tages der udgangspunkt i markniveau er der på den enkelte mark et N-overskud, svarende til udvaskningen fra rodzonen og herefter følger kvælstof vandets strømningsveje i de underliggende sedimenter. N-transporten mellem rodzone og vandløb kan foregå via grundvand, overfladisk afstrømning eller via dræn, og undervejs vil der kunne ske en hel- eller delvis reduktion af kvælstof. Kvælstoffjernelsen finder primært sted i sedimenter hvor der er iltfrie forhold, samt under vandets transport i de vandløbsnære arealer, vandløb og søer. Den andel af rodzoneudvaskningen, der når vandløbet er derfor i høj grad afhængig af lokale geologiske og geokemiske forhold. [Blicher-Mathiesen et al., 2007]

De overordnede transportveje for vand og dermed kvælstof har betydning for hvor meget kvælstof, der tilføres vandløbet. [Blicher-Mathiesen et al., 2007] har over en årrække undersøgt det årlige kvælstofkredsløb for de fem oplande, der er en del af landovervågningsundersøgelsen i Danmark, hhv. to oplande der repræsenterer typiske sandjorde (hvoraf Odderbæks opland udgør det ene) og tre typiske lerjordsoplande. Overordnet set er mønsteret for udvaskning, strømningsveje for kvælstof samt reduktion som skitseret på Figur 10, hvor der for sandjorde er en større udvaskning af kvælstof fra rodzonen og hermed en større tilførsel af kvælstof til grundvandet end på lerjorde, men en mindre tilførsel af kvælstof til vandløbene.

At der er en større udvaskning og større N-tilførsel til grundvand, men en mindre tilførsel til vandløb ved sandjorde skyldes, at N-reduktionen er større i lerjordsoplande. Lerjordsoplande er oftest mere drænedede, og en større del af rodzonevandet strømmer via dræn uden N-reduktion. Vandets transportvej fra rodzone til vandløb er længere i sandjordsoplande med mulighed for N-reduktion. Reduktionsprocesserne vil forklares nærmere i de følgende afsnit. Overordnet ses det af Figur 10, at der er en udvaskning på 78 kg/ha i sandjordsoplandene, hvoraf de 10 kg/ha når helt til vandløbet, svarende til en N-reduktion på 87 % fra rodzone til vandløb.

Når oplandet undersøges er det relevant at tage i betragtning at systemet har en responstid, svarende til den tid det tager kvælstof via vandets strømningsveje at blive transporteret fra rodzone til vandløb (fra dage til årtier). Af denne grund kan der heller ikke antages at være en direkte sammenhæng mellem N-udvaskningen fra rodzonen (arealanvendelsen) og N-tilførslen til vandløbet.

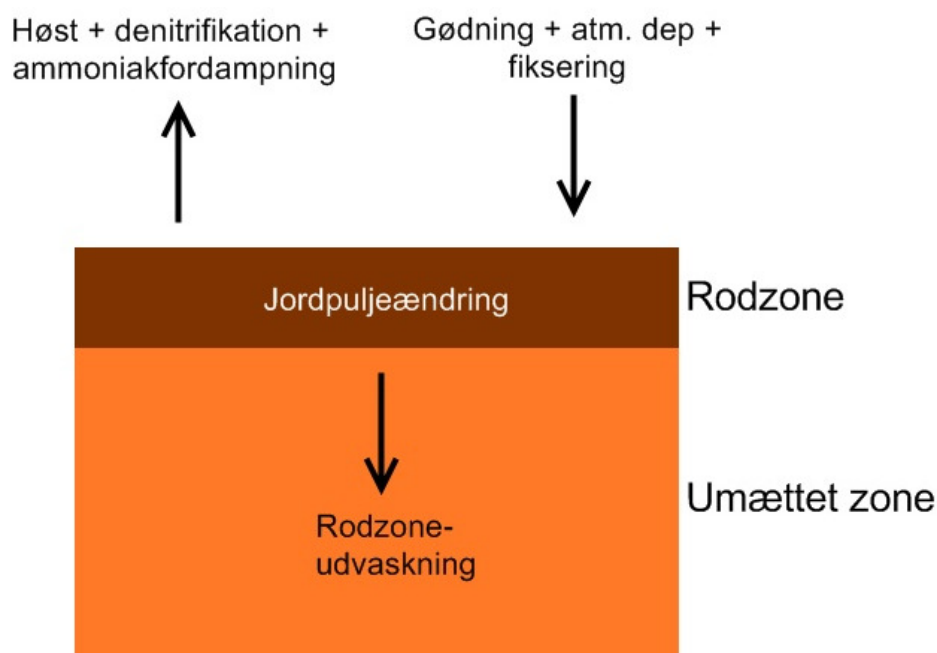
Det årlige kvælstofkredsløb (2000/01 – 2004/05)



Figur 10: Skematisk beskrivelse af kvælstofkredsløbet på sand- og lerjordsoplande samt naturoplande 2000/2001 - 2004/2005 [Blicher-Mathiesen et al., 2007]

4.1 Kvælstofudvaskning fra rodzonen

Jordens rodzone til- og fraføres kvælstof og samtidig findes der en lang række kvælstofforbindelser i rodzonen, som til stadighed ændrer størrelse og tilstandsform. Kvælstof optræder i flere forskellige uorganiske kemiske forbindelser, men hovedparten af kvælstof er bundet i organiske forbindelser, heriblandt afgrøder. En forståelse for rodzonens til- og fraførsler er vigtig for at forstå de processer, der influerer på rodzoneudvaskningen. Til- og fraførsler er skitseret på Figur 11.



Figur 11: Til- og fraførsler af kvælstof i rodzonen

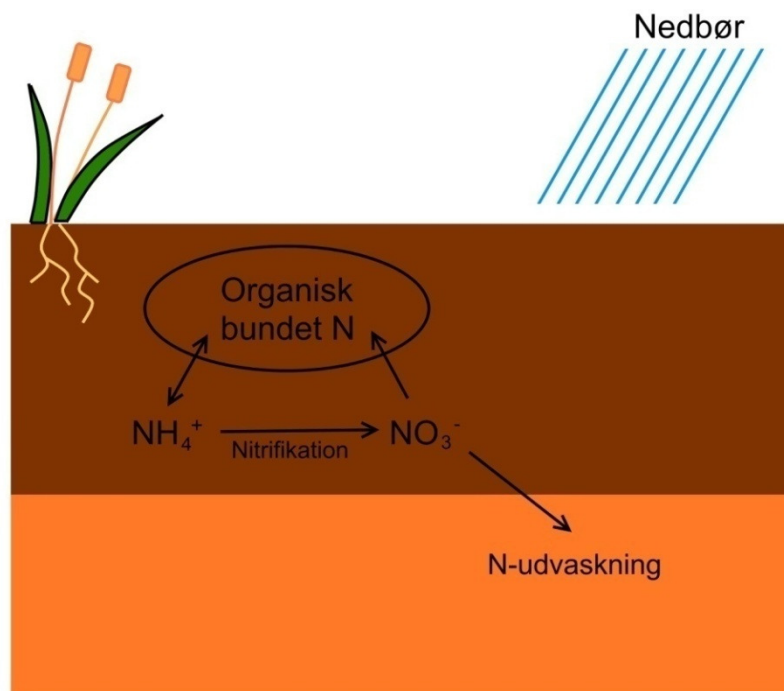
Rodzonen tilføres kvælstof via husdyr- og kunstgødning, atmosfærisk deposition og biologisk N-fiksering. Rodzonen fraføres kvælstof via høst af afgrøder, denitrifikation og ammoniakfordampning. Derudover vil der være en kvælstofpulje i jorden der enten er under opbygning eller afvikling. Rodzonens N-overskud vil udvaskes til de underliggende sedimenter (rodzoneudvaskning).

I de følgende afsnit beskrives ovenstående system i dets enkeltdele med det formål at forstå baggrunden for beregningen af rodzoneudvaskningsdata, der senere anvendes i forbindelse med modelopsætningen af N-transport mellem rodzone og recipient.

Kvælstofomsætning i rodzonen

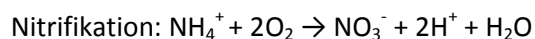
Jordens kvælstofpulje udgøres af organiske og uorganiske kvælstofforbindelser. I danske jorde er 90 % af jordens kvælstof bundet i organisk materiale, 1 % findes som en uorganisk pulje (ammonium og nitrat), mens resten er ammonium, der er fikseret i jordens mineralske bestanddele. Fra år til år kan jordpuljeændringen være stor, men over en længere årrække kan den antages at være stabil [Asman, 2004]. Overordnet set er kvælstof i den uorganiske pulje direkte plantetilgængeligt, undtaget den pulje der er bundet i lerkolloider (lerminerale og humus), mens kvælstof fra den organiske pulje først skal mobiliseres før det kan blive tilgængeligt for planter.

Mobilisering er en mikrobiel proces, hvor mikroorganismer, ved anvendelse af organiske kvælstofforbindelser som energikilde, frigiver ammonium (NH_4^+). Ved mobilisering er der tale om en forrådnelsesproces, hvor organisk stof nedbrydes ved hjælp af ilt, under frigivelse af ammonium. Ved mobilisering omdannes det ikke-plantetilgængelige organiske kvælstof til ammonium, der kan indgå i nye processer / puljer. Overordnet set kan ammonium optages direkte af planterne, via en nitrifikationsproces omdannes til nitrat (NO_3^-) som kan optages af planter, indgå i jordens uorganiske kvælstofpulje eller udvaskes af rodzonen, se Figur 12.



Figur 12: Kvælstofomsætning i rodzonen. Efter [Jensen, 1991]

Oftest vil størstedelen af ammonium omdannes til nitrat ved en nitrifikationsproces, hvorefter nitrat optages af planterne. Nitrifikationsprocessen sker ved hjælp af mikroorganismer som omdanner ammonium (NH_4^+) til nitrit (NO_2^-) og umiddelbart bagefter til nitrat (NO_3^-):



Den del af ammonium, der ikke optages af planterne er i vidt omfang bundet til jordkolloider, mens nitrat enten kan recirkulere i rodzonen ved at planterne optager nitrat eller udvaskes fra rodzonen. Udvasningen sker da nitrat er letopløseligt i vand og i tilfælde af overskud af nitrat i rodzonen og nedadgående vandbevægelse er nitrat mobilt i jorden. Nitrat bindes ikke til jordkolloider (der har negativ ladning) da nitrat, modsat ammonium, har negativ ladning.

Processen kan også forløbe den modsatte vej – *immobilisering* - hvor uorganisk kvælstof bindes i afgrøder samt ved en mikrobiel proces af mikroorganismer. Immobiliseringen kan variere meget. Områder, der både er meget kvælstoffattige og har en stor kulstofpulje kan akkumulere store mængder kvælstof. Undersøgelser viser at forholdet mellem jordens kvælstof- og kulstofindhold spiller en afgørende rolle for, hvornår processen hovedsageligt løber den ene eller den anden vej. Et C/N-forhold på over 25 indebærer at der sker en nettoimmobilisering (en opbygning af kvælstofpuljen), svarende til at udvasningen af kvælstof fra rodzonen minimeres. [Gundersen et al., 1998]

Tilførsel af kvælstof til rodzonen

Kunst- og husdyrgødning

Den største tilgang af kvælstof til jorden kommer fra kunst- og husdyrgødning. I kunstgødning findes kvælstof på uorganisk form, som opløses i vand hvorefter det direkte kan optages af planterne. I langt de fleste gødninger findes N i lige store andele ammonium og nitrat. Nitrat følger vandets strømningsveje, mens ammonium bindes til jordens kolloider (ler og organisk stof) i en kort periode på 2-3 uger efter udbringning hvorefter ammonium ved nitrifikation omdannes til nitrat [DJF, 2004]. Husdyrgødningen skal først mineraliseres, hvilket betyder at der går længere tid før planterne kan optage det tilførte husdyrgødning i forhold til kunstgødning. Som det fremgår af Figur 10 er kunst- og husdyrgødning for typiske sandjorde fordelt på hhv. 59 og 129 kg N/ha/år.

Atmosfærisk deposition og kvælstoffiksering

Den atmosfæriske deposition kan være stærkt varierende på lokal skala, og kan komme fra våddeposition (via nedbør) og fra tørdeposition (luftbåren). Tæt på landbrugsbedrifter kan den atmosfæriske tørdeposition have stor betydning, da der sker en betydelig ammoniakfordampning fra stalde, gyllebeholdere mv., hvoraf en stor del af ammoniak afsættes relativt tæt på kilden. Koncentrationen i luften aftager med afstanden til kilden, som følge af fortynding, afsætning på vegetation og omdannelse til ammonium. Den atmosfæriske tørdeposition er specielt kritisk for særligt sårbare naturtyper som heder, overdrev og højmoser. Bælgplanter, herunder forskellige kløverarter, kan ved knoldbakteriers hjælp optage luftens kvælstof (N_2). [Birk Domino & Grønkjær Hansen, 2004]. Det er vanskeligt at kvantificere kvælstoffikseringens størrelse, da de kvælstoffikserende planter oftest er blandet med almindelige afgrøder på markerne. Samlet set vil kvælstoffiksering og atmosfærisk deposition på sandjorde ligge omkring 40 kg N/ha/år (jf. Figur 10)

Fraførsel af kvælstof fra marken (rodzonen)

Høst af afgrøder

En stor del af det tilførte kvælstof optages og oplagres i afgrøder, som ved høst fraføres marken. For sandjorde fraføres der omkring 131 kg N/ha/år (jf. Figur 10)

Denitrifikation

Ved denitrifikation forstås omdannelse af nitrat (NO_3^-) til frit kvælstof (N_2). Da denitrifikation foregår uden tilstedeværelse af O_2 , er den begrænset til de områder i rodzonen med iltfrie forhold, som fx det indre af jordklumper og i sammenpresset eller vandfyldt jord. Der er tale om en biologisk denitrifikation, hvor energikilden er organisk stof (CH_2O), som under forbrug af nitrat (NO_3^-) omdannes til CO_2 , N_2 og H_2O . Denne proces finder desuden sted i søer, vandløb og vådområder, hvilket beskrives senere i kapitlet.



Ammoniakfordampning

Ammoniakfordampning fra rodzonen sker primært som følge af udbringning af husdyrgødning. Fordampningen er i høj grad styret af klima- og jordbundsforhold (varmt, blæsende vejr = stor fordampning).

Rodzoneudvaskning

Den del af det tilførte N, der ikke fjernes fra rodzonen i form af afgrøder, denitrifikation og ammoniakfordampning vil kunne udvaskes fra rodzonen. Rodzoneudvaskningen fra marker sker udelukkende i form af uorganisk kvælstof, primært nitrat.

Rodzoneudvaskningen er styret af jordbundsforhold og klimatiske forhold som temperatur og nedbør. Sandjordsoplade har en lille kvælstofpulje og en ringe evne til at binde kvælstof. Som følge heraf kan planterne kun optage en del af det tilførte kvælstof, mens resten udvaskes fra rodzonen. Lerjordsoplade har en større kvælstofpulje, og en bedre evne til at binde kvælstof. Her vil planterne udbytte en større del af det tilførte kvælstof. Ligeledes varierer rodzoneudvaskningen hen over året. Udvasningen er størst om foråret (inden planterne begynder at optage N) og efterår (efter høst), mens udvasningen er lav om sommeren hvor afgrøder optager langt størstedelen. Udvasningen i vinterhalvåret kan bl.a. mindskes ved at bruge efterafgrøder.

4.2 Kvælstoffjernelse og redoxprocesser

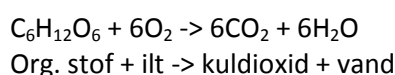
Kvælstofs skæbne efter det forlader rodzonen er i høj grad bestemt af de hydrogeologiske og geokemiske forhold der er til stede i de underliggende lag. I den forbindelse spiller iltforholdene en væsentlig rolle for om der sker en reduktion af kvælstof. Jordlagene under rodzonen kan opdeles i følgende tre zoner:

- Oxisk zone (iltzonen) > 1 mg/L ilt
- Anoxisk zone (nitratzonen) ≤ 1 mg/L ilt og > 1 mg/L nitrat
- Reduceret zone (Jern-, sulfat og metan-zonen) ≤ 1 mg/l ilt og ≤ 1 mg/L nitrat

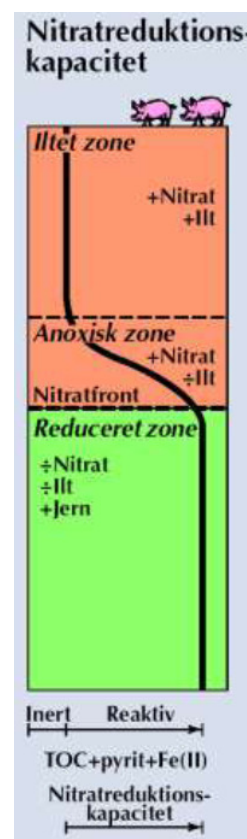
Øverst findes den oxiske zone (iltzonen) som har et højt iltindhold og et højt nitratindhold i intensive landbrugsområder, som følge af en stor rodzoneudvaskning (se Figur 13).

Ved nedbrydning af organisk stof foretrækker mikroorganismer ilt frem for nitrat, idet iltrespiration frigiver mest energi. Der er tale om en bakteriel respirationsproces, som sker for at bakteriesamfundene får energi og næringsstoffer til at opretholde cellemetabolisme og opbygge ny biomasse [Nilsson et al., 2003]:

Iltrespiration:

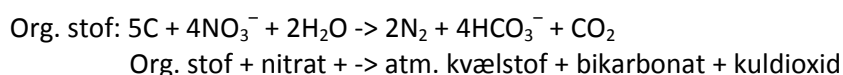


I den anoxiske zone (nitratzonen) aftager iltkoncentrationen med dybden og den bakterielle respirationsproces skifter til at foregå med nitratrespiration. Når iltten er opbrugt vil der således ske en reduktion med nitrat, der er den næstmest energifrigivende proces. Overgangen mellem den oxiske og anoxiske zone benævnes redoxfronten. I den anoxiske zone er iltindholdet meget lavt og der sker en reduktion af nitrat. I den anoxiske zone, hvor denitrifikation finder sted, omsættes nitrat med organisk materiale, pyrit eller ferrojern som oxidationsmidler, således at det nedsivende nitrat omsættes til frit kvælstof (afdampes til atmosfæren). I grundvand er der primært tale om en kemisk denitrifikation, i modsætning til den biologiske denitrifikation der finder sted i rodzonen, i vandløb, søer og vådområder.

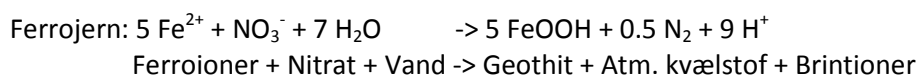
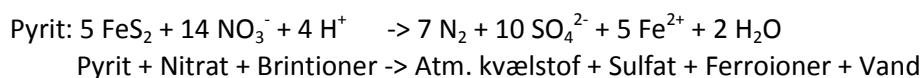


Figur 13 : Nitratreduktions-kapacitet i jorden afhængig af dybden [Thorling, 2008]

Biologisk denitrifikation:

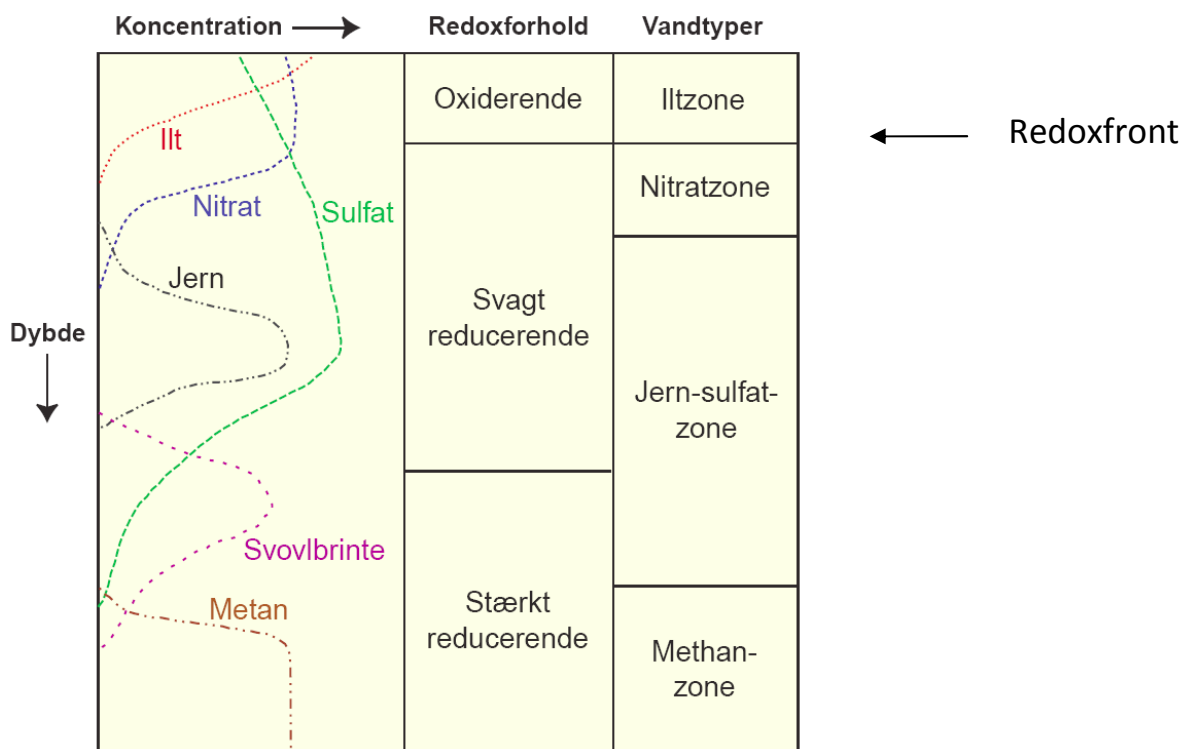


Kemisk denitrifikation:



Ved denitrifikation med organisk stof omsættes nitrat, hvormed der produceres bikarbonat som biprodukt. Ved denitrifikation med pyrit omsættes nitrat, hvormed der produceres sulfat og ferroioner som biprodukt. Denitrifikationen kan også ske med ferrojern, som enten kommer fra oxidation af pyrit eller fra andre jern(II)-holdige mineraler. Pyrit kan således oxideres i to trin, først svovlet og derefter jernet.

Under den anoxiske zone findes jern-, sulfat-, metan- og manganzonen (reduceret zone), hvor der er jern, sulfat, metan og mangan, men ingen nitrat og ilt, da disse to stoffer er opbrugt i denne dybde. [Nyegaard et al., 2003]. Figur 14 viser sammenhængen mellem redoxforhold og stofkoncentrationen i dybden. Det ses bl.a. at nitratkoncentrationen falder når al ilt er opbrugt, hvilket indikerer at bakterier benytter nitrat til respiration, hvorefter jern, sulfat og metan overtager respirationsprocesserne.

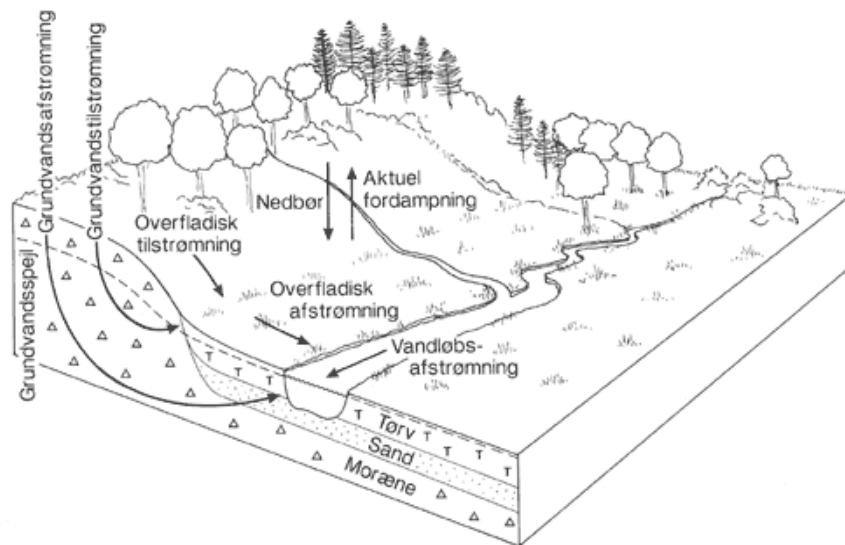


Figur 14: Redoxforholds indflydelse på stofkoncentrationer [Mossin & Olesen, 2003]

I tilfælde af at der ikke sker væsentlige ændringer af vandets strømningsmønster i et område (ændringer forårsaget af fx nye større grundvandsoppumpninger), kan det antages at redoxfronten ikke ændrer placering, også selvom der tilføres store mængder nitrat fra udvaskningen fra rodzonen. Denne antagelse bygger på at den iltede zone er dannet ved processer i perioden efter sidste istid (12.000 år siden). Den er dannet ved at ilt, enten på gasform eller opløst i det nedsivende vand, har reageret med jordens indhold af reducerende stoffer og ført til dannelsen af iltede zoner. I de sidste 60 år har nedsivningen af kvælstof medvirket til iltningen af jordlagene og nitratnedsivningen fra landbrugsarealer svarende til 5 gange antallet af iltningækvivalenter i nedsivende vand fra hede og plantagearealer. De seneste 60 års intensive landbrugsdrift har dermed bidraget med en belastning svarende til ca. 300 år med iltholdigt og nitratfattigt vand. I forhold til de 12.000 år hvor iltningprocesserne har dannet den iltede zone, spiller merbelastningen med nitrat ifølge [Ernstsen et al., 2001] en ubetydelig rolle for iltningen af jordlagene og dybden til redoxfronten.

4.3 Vandafstrømning og redoxforhold

Vandafstrømning fra et vandløbsopland kan overordnet ske via overfladisk afstrømning, via dræn og via grundvand. Fordelingen af vandafstrømningen på disse tre strømningsveje er styret af oplandets klimatiske forhold (nedbør, fordampning mv.) og den geologiske opbygning, se Figur 15.



Figur 15: Grundvandets overordnede strømningsveje [Skov- og naturstyrelsen, 2003]

De karakteristiske forhold for et givent vandløbsopland fortæller noget om hvordan kvælstof transporteres og reduceres undervejs fra rodzone til vandløb.

En vandføringsstation (hydrografisk målestation) viser et integreret billede af afstrømningen fra et opland. I et opland med overvejende sandjorde vil afstrømningen være forholdsvis jævn over året. I et lerjordsopland vil der være noget større variation i afstrømningen. Om vinteren er jorden vandmættet og der vil være en stor overfladenær afstrømning, som hurtigt ender i vandløbet og bevirker en høj vandføring. Om sommeren er afstrømningen lille, da vandtilstrømningen til vandløbet primært sker via grundvand.

Vandets og dermed også kvælstofs strømningsveje er helt afgørende i forbindelse med kvælstofreduktion. For sandjorde sker afstrømningen primært via grundvand, hvor en stor del af vandafstrømningen passerer under redoxfronten. For lerjorde vil der være en højere andel af afstrømningen der foregår mere overfladenært, da vandet har vanskeligere ved at infiltrere.

Grundet den gode infiltrationsevne har sandjorde udviklet den dybeste oxiderede zone, mens områder med smeltevandsler, samt lavbundsområder, kær og enge har den mindst udviklede oxiderede zone. Over sekvenser af højpermeable sedimenter (fx lerlinsler) kan der lokalt også forekomme anaerobe forhold med nitratreduktion. Det kan ligeledes være tilfældet for områder med midlertidig vandmætning og let omsætteligt organisk stof.

En fastlæggelse af redoxfronten for et konkret område forudsætter en forståelse for strømningsmønster samt de styrende processer og parametre for vand- og stofomsætning i ådale og det omgivende opland. Denne viden kan herefter sammenholdes med oplysninger om de specifikke lokale forhold for på et kvalificeret grundlag at kunne bestemme redoxfrontens placering.

Overordnet set kan et opland deles op i indstrømningsområder og udstrømningsområder. Områderne der omkranser ådalen vil typisk være et indstrømningsområde med en nedadgående vandbevægelse. I indstrømningsområder ligger redoxfronten relativt dybt (for sandjorde: > 20 m). Det skyldes at det infiltrerede iltholdige vand strømmer gennem jordlagene og oxiderer disse. Tæt på grundvandsskel (længst

fra vandløb) strømmer det infiltrerende vand lodret, mens den lodrette nedadrettede vandbevægelse bliver mindre udtalt jo tættere på ådal og vandløb.

Fra indstrømningsområderne strømmer vandet til ådalen. Ådalen er et udstrømningsområde med en opadgående vandbevægelse, hvor strømmingen typisk er vandret eller opadgående. Den opadgående vandbevægelse skyldes at vandet bevæger sig fra højt tryk (nedre grundvand) til lavt tryk tæt på terrænoverfladen. I ådalen vil der oftest være vandmættede ferskvandsaflejringer, hvor der kan ske kvælstofreduktion.

4.4 Strømninger og kvælstofreducerende processer i ådalsmagasinet

De N-reducerende processer i ådalsmagasinet og størrelsen heraf er styret af interaktionen mellem ådalsmagasin og det tilstødende grundvandsmagasin. Denne interaktion afhænger dels af klima i form af nedbør/fordampning, dels af ådalsmagasinets opbygning af vekslende diluviale (istidsaflejringer), aluviale (ferskvandsdannede) og organiske aflejringer, hvorunder det tilgrænsende grundvandsmagasin ligger.

De faktorer der overordnet har betydning for stofomsætning i ådalsmagasinet, er indholdet af organisk bundet kulstof, forekomsten af N-reducerende forhold og den lagvise opbygning af magasinet og den heraf følgende variation i de hydrogeologiske parametre. Derudover spiller pH og temperatur også en vis rolle. [Nilsson et al., 2003]

Oftest sker der en biologisk denitrifikation med organisk kulstof, grundet ådalsmagasinets humus aflejringer fx tørveaflejringer. Det forudsættes her at der er min 3 % biotilgængeligt organisk kulstof til stede. I særlige tilfælde kan der være kemisk denitrifikation med pyrit, men det sker kun i ringe omfang.

Denitrifikation i ådalsmagasin forudsætter:

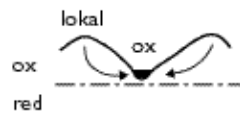
- Mindst 3 % biotilgængeligt organisk kulstof til stede
- Anaerobe forhold
- En tilstrækkelig lang opholdstid til at processen kan forløbe

Vådområder med gytje eller tørv har generelt et stort potentiale for denitrifikation, men det kan ikke antages at alt organisk stof kan omsættes. Der sker en vedvarende tilførsel af letomsætteligt organisk stof ved henfald af levende organismer, hovedsagligt primærproducenter, samtidig med at der sker en konstant nedbrydning. De sværest omsættelige organiske forbindelser (cellulose og lignin) nedbrydes ikke under iltfrie forhold.

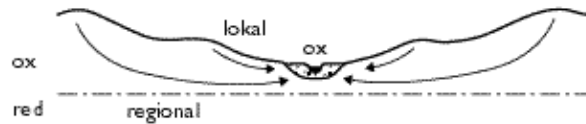
De anaerobe forhold, som er en forudsætning for denitrifikation, sker som følge af vandmætning, grundet vandspejlets placering tæt på jordoverfladen. Ved vandmætning vil det tilgængelige ilt hurtigt opbruges, mens der i langt mindre grad tilføres ilt. Dette skyldes at ilt (i forhold til nitrat) er mindre opløseligt i vand, hvilket betyder at ilt diffusion i den mættede zone er en langsom proces. Under vandmættede forhold kan denitrifikationen starte hurtigt, idet den lave mængde af opløst ilt hurtigt opbruges og nyt ilt kun langsomt diffunderer til.

Grænsen mellem aerobe og anaerobe forhold i ådalsmagasinet afhænger af om der er tale om vandløbsstrækninger i den øvre eller nedre del af et vandløbssystem. Ved udspring og det øvre løb vil der være en lokal reduceret zone i tørvepakken, mens redoxfronten ligger dybere. På det mellemste og nedre løb vil redoxfronten ligge tættere på jordoverfladen, og med større evne til at fjerne kvælstof. Se Figur 16.

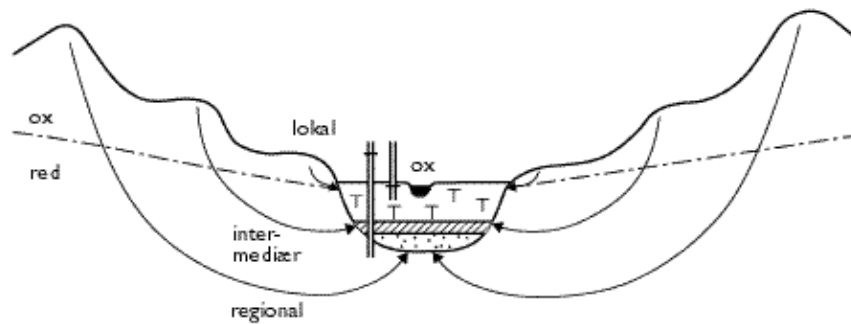
(A) Udspringsområde



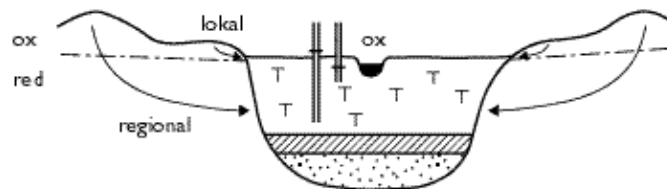
(B) Øvre løb



(C) Midterste løb



(D) Nedre løb



Ådalsmagasinets geologiske opbygning:

-  Tørv
-  Gytje
-  Mineralske sedimenter
-  Vandløb
-  Redoxgrænse
ox oxideret
red reduceret
-  strømningvej

Figur 16: Karakteristiske ådalstværsnit [Nilsson et al., 2003: 108]

Opholdstiden for det kvælstofholdige vand i ådalssedimenterne afhænger af hvor god hydraulisk kontakt der er mellem grundvandsmagasinet og vandløbet. Aflejringernes hydrauliske ledningsevne er sammen med de hydrauliske trykgradier mellem det tilgrænsende grundvandsmagasin og ådalsmagasinet bestemmende for vandets strømningshastighed og strømningsretning gennem ådalen. Sammen med ådalsmagasinets udformning og porøsitet styrer disse vandets opholdstid i ådalen. Porøsiteten angiver hvor

meget af en jord, der består af hulrum (porer). Grundet en stor variation i den geologiske opbygning i ådalsmagasinet selv indenfor meget små afstande, er det vanskeligt at estimere den hydrauliske ledningsevne i ådalsmagasinet, da sedimentets tekstur og organiske indhold varierer ekstremt i dette aflejringsmiljø. [Nilsson et al., 2003]

Hvorvidt grundvandstilstrømningen er af overfladenær eller dyb oprindelse (eller en blanding) er bestemt ud fra geomorfologiske og hydrogeologiske forhold i oplandet omkring ådalen. Ligeledes er vandets strømningsvej gennem ådalen afgørende for nitratreduktion, og dermed afgørende for nitratindholdet i det vand som når frem til vandløbet.

Ifølge GOI-typologien (Grundvands-Overfladevands Interaktion) kan strømningen gennem ådalsmagasinet opdeles i fire strømningsveje: Diffus strømning gennem ådalsmagasinet (Q1), overfladisk afstrømning (Q2), Strømning direkte til vandløbet (Q3) og afstrømning via dræn og grøfter (Q4). Dræn og grøfter mindsker N-reduktionen, da der sker en hurtig afstrømning uden N-reduktion. Hvis langt hovedparten af vandet derimod strømmer gennem ådalsedimenterne er der stort potentiale for N-reduktion. Hvordan vandet strømmer gennem ådalsmagasinet er betydende for hvordan kontakten mellem kvælstofholdigt vand og tørven er og dermed betydende for N-reduktionen i ådalsmagasinet. De fire strømningsveje illustreres på Figur 17 og karakteristika for de forskellige strømningsvarianter uddybes i nedenstående.

1 – Diffus strømning gennem ådalsmagasin (Q₁)

I områder hvor den diffuse strømningsvariant er dominerende er der tale om en relativ homogen tørvepakke med samme hydrauliske ledningsevne. Afstrømningen til vandløbet vil primært foregå op gennem ådalsmagasinet. Den iltede zone (grøn signatur) vil være lille, hvilket giver mulighed for en høj nitratreduktion pga. lang opholdstid i den iltfrie del af tørvepakken (grå signatur).

Diffus gennemstrømning som den primære strømningsvej vil oftest optræde i ådale med svagt eller moderat humificeret tørv samt sandede aflejringer. Grundet afstrømningen op gennem hele ådalspakken vil strømningen være jævnt fordelt mellem skræntfoden og vandløbet, og som følge heraf vil den våde engzone være bred. Trods den brede engzone vil jordoverfladen være relativt tør, pga. den lille overfladiske afstrømning og der vil oftest være eng, skovbevokset eller evt. opdyrket. Vandets opholdstid i ådalsmagasinet vil være uger til år. [Dahl et al., 2004]

2 – Overfladisk strømning gennem ådalsmagasin (Q₂)

Et gennemgående lavpermeabelt lag vil betyde en mindre strømning op gennem ådalspakken og gennem vandløbsbunden (fra neden). Hermed vil tilstrømningen fra skræntfoden øges, og vandet vil strømme af tættere på terrænoverfladen.

Strømningen gennem ådalen sker hovedsagligt via overfladisk strømningsvariant, da hverken vandløbsbundens eller ådalsmagasinet's permeabilitet er høj nok til at lede vandet gennem ådalsedimenterne. Terrænoverfladen vil være våd, og ådalen vil kunne karakteriseres som vådområde eller mose. Vandets opholdstid vil være fra få timer til dage. [Dahl et al., 2004]

3 - Direkte strømning fra tilgrænsende hydrogeologisk enhed til vandløbsbund (Q₃)

En højermeabel vandløbsbund af samme sedimenttype som den tilgrænsende hydrogeologiske enhed vil resultere i en stor tilstrømning direkte gennem vandløbsbunden. Som følge af strømning direkte gennem vandløbsbunden er den våde zone omkring vandløbet lille, da den diffuse strømning op gennem (og hen over) ådalsmagasinet vil være begrænset. Opholdstiden vil være kort (få timer). [Dahl et al., 2004]

4 – Afstrømning via dræn (Q₄):

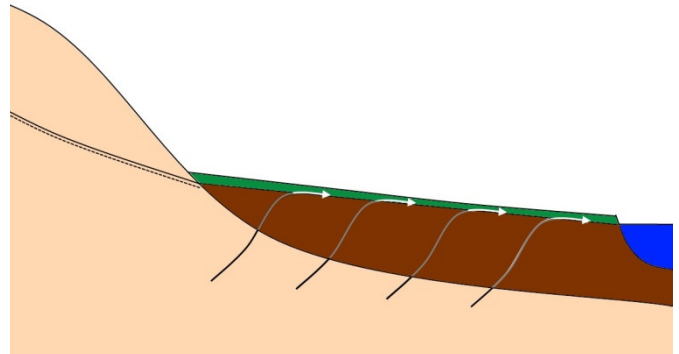
I dræuede områder vil der oftest være iltede forhold ned til drænniveau (grøn farve). Under drænniveau er der iltfrie forhold med denitrifikation. Grundet en lille iltfri zone vil der være ugunstige forhold for nitratreduktion. Opholdstiden vil være timer til dages varighed. [Dahl et al., 2004]

Når det kvælstofholdige vand når vandløbet, transporteres det derefter videre mod havet. Der vil kun ske en mindre N-reduktion i selve vandløbet, mens der vil kunne ske en vis reduktion når vandløbet passerer vådområder og søer. I søer og vådområder reduceres kvælstof primært via biologisk denitrifikation (samme proces som i umættet zone) hvor vådområdets organiske stof under forbrug af nitrat bl.a. danner frit kvælstof (N₂).



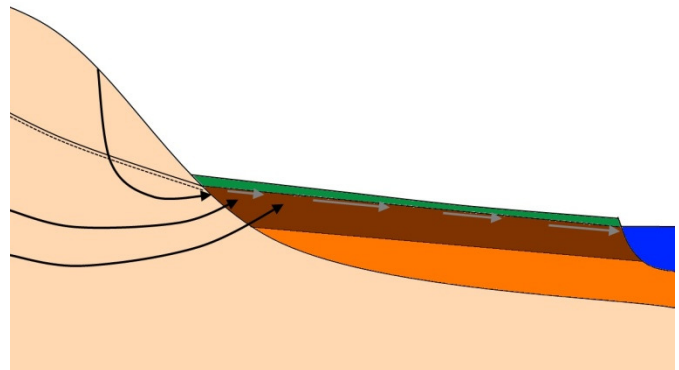
Diffus strømning (Q₁):

- Homogen højpermeabel tørvepakke
- Strømning jævnt fordelt ml. skræntfod og tørvepakke
- Lang opholdstid under iltfrie forhold
- Høj nitratreduktion i tørv



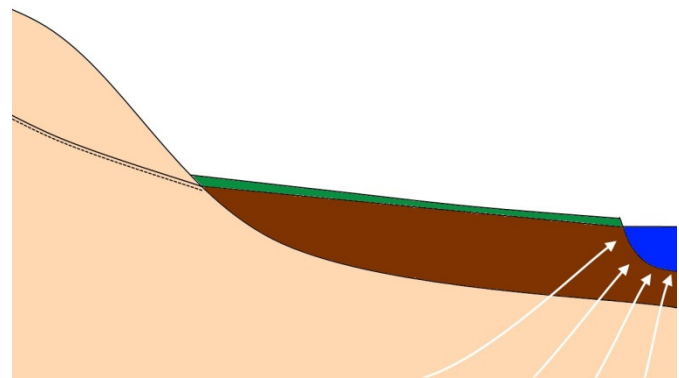
Overfladisk strømning (Q₂):

- Lavpermeabelt lag
- Indstrømning ved skræntfod videre hen gennem tørvepakken
- Høj/moderat nitratreduktion i tørv



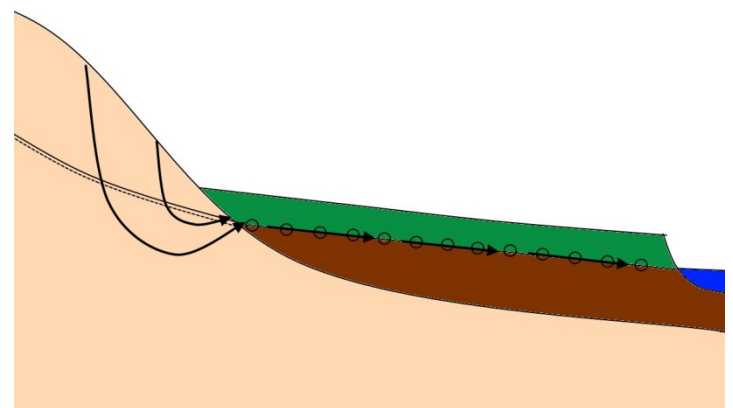
Direkte tilstrømning til vandløb (Q₃):

- Højpermeabel vandløbsbund
- Ingen nitrat-reduktion i tørv, men:
- Det tilstrømmende vand har oftest passeret redoxfronten (nitratfrit)



Afstrømning via dræn (Q₄)

- Strømning via drængrøfter
- Kort/ingen opholdstid under iltfrie forhold
- Lav/ingen nitratreduktion i tørv



Figur 17: De fire strømningsveje gennem ådalsmagasinet, efter GOI typologien

5. Metoder til analyse af strømningsveje og kvælstofreduktion

Kapitlets formål er at beskrive eksisterende metoder til analyse af N-reduktion samt at beskrive metoden der anvendes i dette projekt. Dette gøres for at belyse de muligheder og begrænsninger der ligger i metodernes anvendelse. De metoder der vil blive beskrevet er:

- Afvandingsklasser anvendt i rapport om Århus Bugt
- GOI-typologi
- Udpegning af kvælstoffølsomme arealer

5.1 Afvandingsklasser

I forbindelse med et projekt for Århus Kommune er der lavet beregninger for udvaskning af fosfor og kvælstof til Århus Bugt. Rapportens formål har været at lave fremskrivninger af landbrugets strukturudvikling og økonomiske vurderinger af forskellige virkemidler til reduktion af næringsstofbelastningen af Århus Bugt.

Metoden beregner nitratreduktionen mellem mark og kyst, hvormed der fås et estimat for den enkelte marks N-tilførsel til Århus Bugt. Beregningen består i at kombinere følgende to GIS-temaer:

- N-udvaskning fra rodzone
- Nitratreduktion ml. rodzone og kyst ud fra fordelingen ml. overfladisk afstrømning og afstrømning via grundvand

N-udvaskningen fra rodzonen er beregnet på baggrund af oplysninger på bedriftsniveau fra det generelle landbrugsregister (GLR) og gødningsregnskaber (GR).

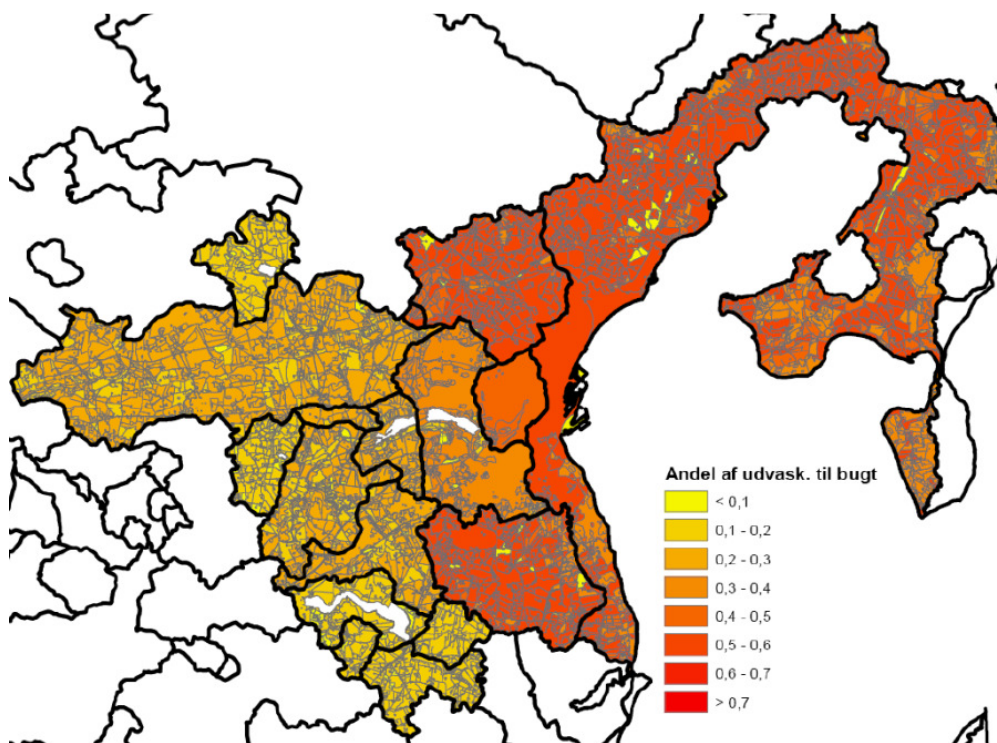
Nitratreduktionen beregnes ud fra et vandløbsoplands afstrømningsmønster, dvs. fordelingen mellem overfladisk afstrømning og afstrømning via grundvand. En undersøgelse af [Wiggers, 2007] har vist at afstrømningsmønsteret indenfor et opland kan karakteriseres ud fra jordbunds- og landskabsdata. Der arbejdes i denne metode med fire afvandingsklasser, hvor afvandingsklasse 1 har det største potentielle dræningsbehov, hvor en stor del af udstrømningen sker via dræn og overfladevand, mens vandingsklasse 4 har det mindste dræningsbehov, hvor afstrømningen foregår via de dybereliggende grundvandsmagasiner og senere ud i vandløbene. Således vil afvandingsklasse 1 afspejle forhold på drænet lerjord, mens afvandingsklasse 2-4 vil repræsentere forholdene på sandjord, hvor størstedelen af overskudsnedbøren vil infiltrere til grundvand. [Wiggers, 2007]

Tabel 2: Afvandingsklasser [Wiggers, 2007]

Afvandingsklasse	Potentielt afvandingsbehov (%)	Andel til dræn/ hurtig afstrømning
1	75-100	0,6
2	50-75	0,35
3	25-50	0,1
4	0-25	0

Størrelsen af nitratreduktionen for de enkelte afvandingsklasser er beregnet ud fra målinger fra to vandløbsoplande. Alle oplande til Århus Bugt er efterfølgende blevet tildelt en af de to vandløbsoplandes egenskaber for N-reduktion.

I metoden regnes der ikke med nogen reduktion i vandløb, mens der regnes med en N-reduktion i søer på 10-50 %. Ved at gange udvaskningen fra rodzonen med N-reduktionsprocenterne kan den enkelte markbloks N-tilførsel til Århus Bugt beregnes. På baggrund heraf kan de områder kortlægges, der med størst fordel vil kunne nedbringe N-udvaskningen fra rodzonen (dvs. de mørke områder). [Kloppenborg Nielsen et al., 2008]



Figur 18: Andel af rodzoneudvaskningen der når Århus Bugt [Kloppenborg Nielsen et al., 2008]

Beregningen af afstrømningsmønstret ud fra jordbundsdata må forventes at være behæftet med en vis usikkerhed. N-reduktion mellem rodzone og vandløb afhænger af den lokale geologi, det lokale strømningsmønster og i hvor høj grad vandet passerer reducerede zoner. Afvandingsklasser må derfor formodes kun i nogen grad at gengive disse detaljerede forhold. Dermed vil der også være en vis usikkerhed når metoden anvendes på lille skala. [Kloppenborg Nielsen et al., 2008]

Metoden har ikke inddraget afstanden til vandløb som en faktor. Dette vil være en væsentlig usikkerhed i de oplande hvor en stor del af N-belastningen når et vandløb via grundvand, hvor det vil kunne forventes at også afstanden til vandløbet spiller en rolle for N-reduktionen mellem rodzone og vandløb. [Kloppenborg Nielsen et al., 2008]

Metoden vurderes at have størst anvendelighed på forholdsvis store oplande, som fx oplandet til Århus Bugt. På mindre vandløbsoplande og deloplande vil usikkerheden på beregningen mellem hurtig og langsom afstrømning være for stor til at kunne gengive den geografiske variation i N-reduktionen mellem rodzone og vandløb med en tilstrækkelig stor nøjagtighed.

5.2 GOI-typologi

En anden metode der kan benyttes til at se på vand- og N-transport er GOI-typologien (Grundvand-overfladevand Interaktion). GOI-typologien omhandler vandudveksling og stofomsætning mellem grundvand og overfladevand. Ifølge [Dahl et al., 2005] kan typologien bruges i relation til at sænke nitrattilførslen til overfladevande, fx i forbindelse med udarbejdelse af miljømål for grundvand, indsatsplaner for overfladevande og ved genskabelse af vådområder.

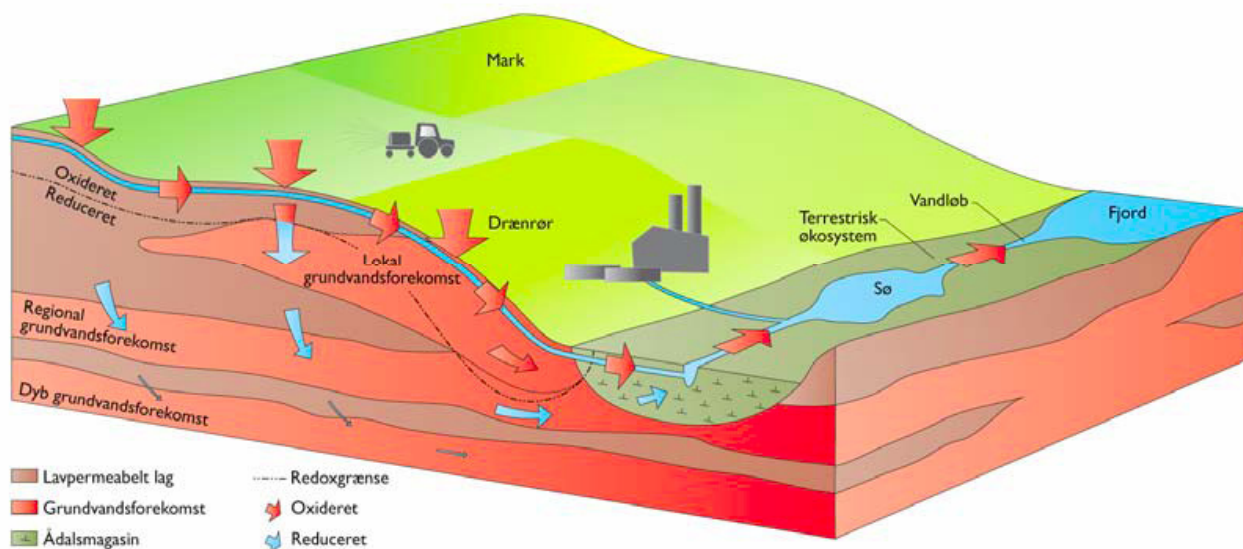
Udgangspunktet for metoden er en funktionel opbygning, hvor grundvandets strømning karakteriseres på gradvist mindre skala [Dahl et al., 2005]. Typologien er opbygget hierarkisk på grundlag af geologiske, geomorfologiske og hydrogeologiske forhold, således at den rumlige skala mindskes fra et typologisk niveau til det næste. Herved følges vandets vej fra den tilgrænsende hydrogeologiske enhed, gennem ådalsmagasinet til vandløbet [Dahl et al., 2004]. GOI-typologien opbygges ud fra tre niveauer: Landskabstype, ådalstype og strømningvariant, se Tabel 3.

Tabel 3: Opbygning af GOI-typologien [Dahl et al., 2004]

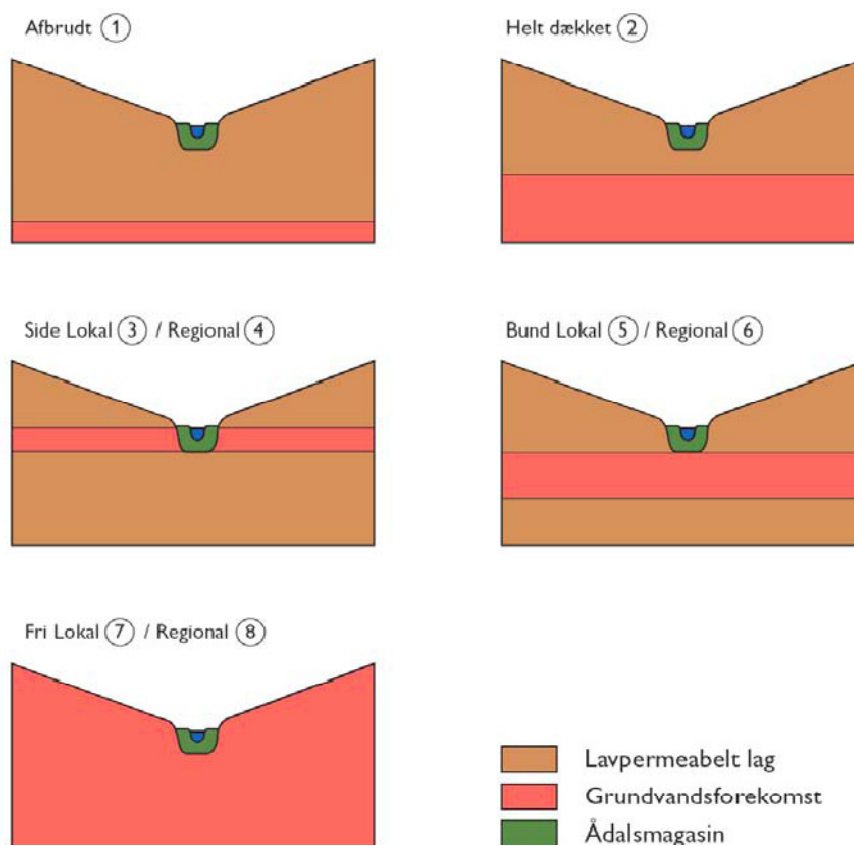
GOI-typologi niveau	Inddelingskriterier	Skala
Landskabstype	Regional geomorfologi og geologi	Opland (> 10 km)
Ådalstype	Tilgrænsende hydrogeologisk enheds hydrauliske ledningsevne og geometri Ådalsmorfologi	Strækning (> 100 m)
Strømningvariant	Dominerende strømningevej gennem ådalsmagasinet	Lokal (> 10m)

Landskabstypen karakteriserer den regionale geologiske opbygning i oplandet, der er styrende for den overordnede fordeling af grundvandstilstrømning til ådalen (se Figur 19). Ådalstyperne karakteriserer ådalens samspil med de tilgrænsende hydrogeologiske enheder. Ådalstyperne karakteriserer derved grundvandstilstrømningen til bunden af ådalsmagasinet (se Figur 20). Det sidste niveau er strømningssvarianterne, der karakteriserer vandets strømningeveje gennem ådalsmagasinet til vandløbet. Strømningssvarianterne kan bruges til at vurdere ådalens denitrifikationskapacitet (se Figur 21).

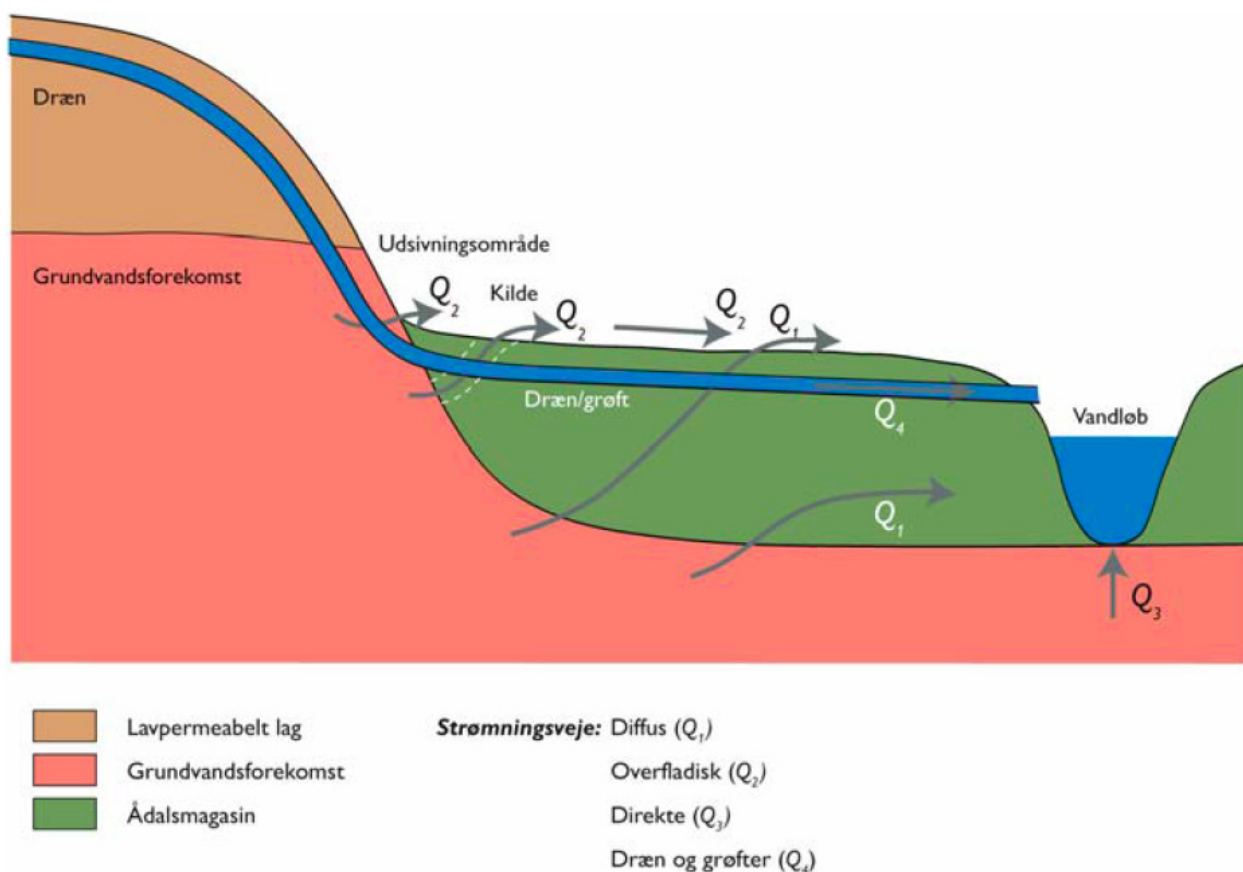
Denne metode vurderes at kunne benyttes i forbindelse med en kvalitativ vurdering af vandudveksling og stofomsætning, men den er ikke fyldestgørende i forhold til at finde kvantitative mål. GOI-typologien er meget anvendelig i forbindelse med opbygning af en konceptuel forståelse for et vandløbsopland. Metoden er hovedsagelig beskrivende og kvalitativ og kan ikke i så høj grad bidrage med kvantitative bud på fx N-reduktion mellem rodzone og vandløb.



Figur 19: Landskabstype (oplandsskala)



Figur 20: Ådalstype (strækningsskala)



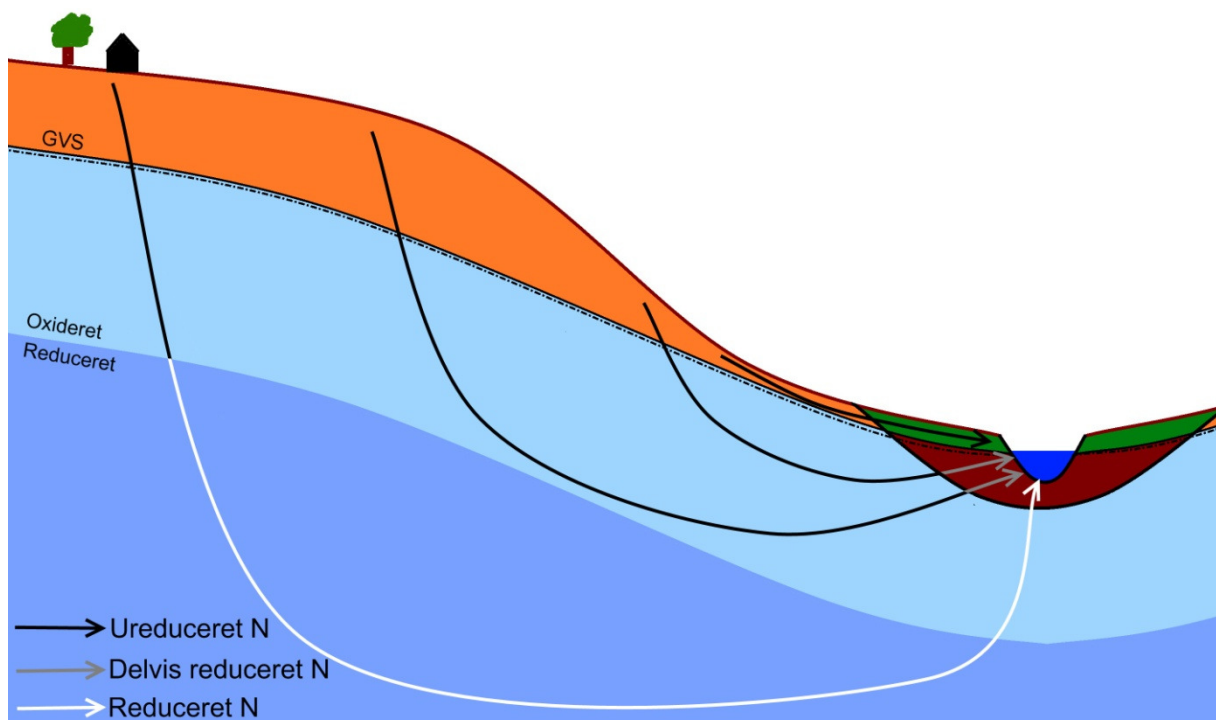
Figur 21: Strømningsvariant (lokal skala)

5.3 Udpegning af kvælstoffølsomme arealer

Mens metoden for afvandingsklasser er relativt grov, og ikke kan gengive forhold på lille skala, mangler GOI-typologien en kvantificering af N-transporten. I en arealplanlægningsmæssig sammenhæng, er de lokale N-reduktionsforhold kun i ringe grad beskrevet, hvilket betyder at der med fordel kan udvikles og anvendes mere præcise metoder og modelværktøjer, således at beslutningsgrundlaget for en målrettet og omkostningseffektiv miljøindsats forbedres.

Metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* tager afsæt i en kvantificering af N-transport og N-reduktion på lille skala ved anvendelse af en grundvandsmodel, der beskriver strømning i mættet zone (grundvand). Ved at kombinere konceptet fra afvandingsklasserne med kvantificering med GOI-typologiens detaljerede konceptuelle forståelse af det fysiske system, er det muligt at udvikle et modelværktøj, der vil give detaljerede oplysninger om vand- og N-transporten i et opland og som vil kunne anvendes i en planlægningsmæssig sammenhæng i forbindelse med fx vand- og naturplaner. Modelværktøjet skal være relativt simpelt og kunne beregne de miljømæssige effekter af ændret arealanvendelse. Værktøjet skal være så præcist, at det direkte kan beskrive relationen mellem det enkelte landbrugsareals N-udvaskning og dets N-tilførsel til vandløb. Herigennem kan der direkte regnes på miljømæssige effekter af en ændret arealanvendelse.

Metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer*, tager udgangspunkt i en forståelse for det fysiske system som det fremgår af Figur 22. Ud fra et detaljeret kendskab til et oplands geologi, hydrologi og hydrogeologi kan der opstilles en grundvandsmodel, der beskriver vandets strømningsveje mellem den enkelte mark (rodzonen) og vandløbet.



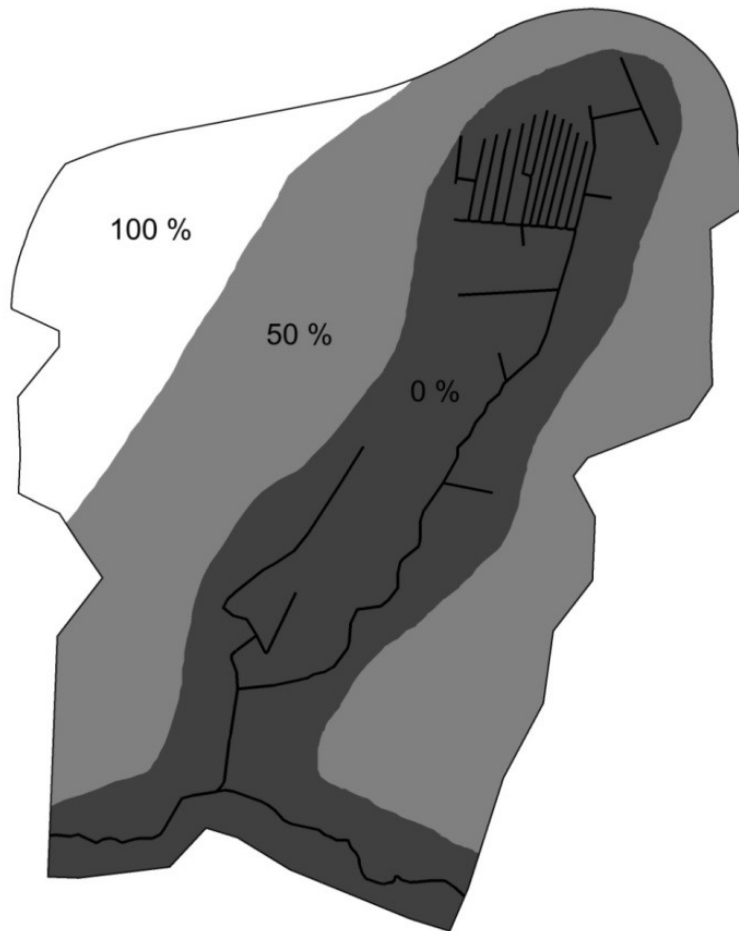
Figur 22: Principskitse af metodens forståelse for N-transport og reduktion mellem rodzone og vandløb

Ud fra vandets strømningsveje og et kendskab til redoxfrontens placering og redoxforholdene i ådalens humusaflejringer, kan det beregnes hvor og hvor meget kvælstof, der fjernes mellem rodzone og vandløb. Længst væk fra vandløbet formodes hovedparten af kvælstof at blive reduceret væk under redoxfronten, mens de mere vandløbsnære områder i en vis udstrækning formodes at bidrage med kvælstof, alt afhængig af N-reduktionen (opholdstiden) i tørveaflejringerne.

Formålet er at opstille en direkte sammenhæng mellem N-udvaskningen fra rodzonen og tilførslen til vandløbet, udtrykt som rodzone-recipient relationen:

- *Rodzzone-recipient relation: Forholdet mellem udvasket N fra rodzonen og tilført N til vandløbet.*

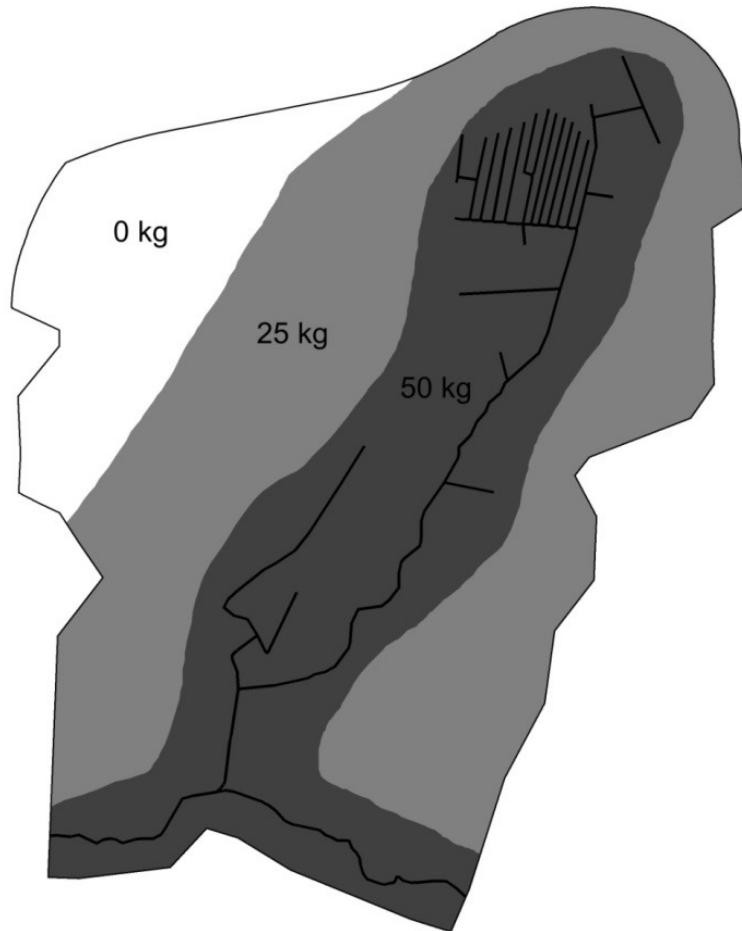
Ved at beregne en rodzone-recipient relation for de enkelte marker (evt. mindre skala) i et vandløbsopland, kan det kortlægges hvor der er den mindste N-reduktion undervejs, og dermed hvor det nytter mest at mindske N-udvaskningen. Figur 23 illustrerer princippet for rodzone-recipient relationen med udgangspunkt i vandløbet som N-sårbar recipient. Der er tale om en eksemplificering af metoden, og figuren repræsenterer således ikke konkrete resultater.



Figur 23: Kortlægning af rodzone-recipient relation for vandløbsopland. 100 % angiver en total N-reduktion, mens 0 % angiver områder uden N-reduktion.

Ud fra rodzone-recipient relationen og N-udvaskningsdata kan den totale N-tilførsel til vandløbet beregnes, da rodzone-recipient relationen er et udtryk for den andel af N-udvaskningen, der ender i vandløbet. Ovenstående metode udgør derfor et modelværktøj der kortlægger de miljøfølsomme arealer, der bidrager med kvælstof til vandløbet samt de mere robuste arealer med ingen/lille N-tilførsel til vandløbet. Et eksempel på kortlægning af N-tilførsel til vandløbet fremgår af Figur 24. Det er lavet ud fra rodzone-recipient relationen og en N-udvaskning for hele oplandet på 50 kg/ha/år. Herved fås det enkelte landbrugsareals N-tilførsel til vandløbet udtrykt som:

- $N\text{-tilførsel} = \text{Rodzone-recipient relation} * N\text{-udvaskning}$



Figur 24: Beregning af N-tilførsel ud fra rodzone-recipient relation og N-udvaskning (50 kg/ha/år)

Kortlægningen danner således grundlag for at opstille scenarier med en differentieret arealanvendelse, med det formål at mindske N-udvaskningen fra de N-følsomme arealer. Scenarieberegningerne kan, pga. rodzone-recipient relationen, hurtigt beregnes da det ikke kræver nye beregninger i grundvandsmodellen, men blot at der ganges et nyt kort over N-udvaskningen (ændret arealanvendelse) på. Kort opsummeret kan metoden beskrives i fire trin som vist i Tabel 4.

Da der ikke er en direkte sammenhæng mellem N-udvaskningen og N-transporten i vandløbet på et givent tidspunkt (pga. tidsforsinkelsen mellem mark og vandløb) inkluderer metoden ikke direkte en beregning af variationerne i N-tilførslen, men ved at inkludere tidsserier over N-udvaskning, vil metoden også i nogen grad kunne beskrive denne variation.

Tabel 4: Metodens 4 trin

	<p>1) <i>Opstilling af grundvandsmodel</i></p> <p>- Simulering af vandets strømningsveje mellem rodzone og vandløb</p>
	<p>2) <i>Beregning af rodzone-recipient relation ud fra:</i></p> <p>a) N-reduktion under redoxfronten</p> <p>b) N-reduktion i ådal</p>
	<p>3) <i>N-udvaskning</i></p> <p>N-udvaskning fra rodzonen (input til grundvandsmodellen)</p>
	<p>4) <i>N-tilførsel til vandløb</i></p> <p>b) * c) = N-tilførsel</p>

6. Opsætning af model for vandtransport

Formålet med kapitlet er at opstille en konceptuel model for vandtransporten i oplandet til Oddebæk. Dette gøres med henblik på at opstille en grundvandsmodel, der simulerer oplandets afstrømningsmønster til Oddebæk. Grundvandsmodellen bruges efterfølgende i forbindelse med simulering af N-transport. Simuleringen af N-transporten er grundlaget for at kunne beregne hvilke områder, der tilfører kvælstof til Oddebæk og kvantificere i hvor høj grad disse områder tilfører kvælstof til vandløbet.

En indgående konceptuel forståelse for modelområdet er en forudsætning for opstilling af en grundvandsmodel (numerisk model) der i størst mulig omfang er tilnærmet det fysiske systems forhold. En numerisk model er ikke mere nøjagtig end kvaliteten af de input der indlæses, hvilket medfører at der stilles krav om detaljerede hydrologiske og geologiske data.

Formålet med opstillingen af en grundvandsmodel for oplandet til Oddebæk er at beregne de generelle forhold for vand- og N-transport, der repræsenterer en gennemsnitssituation. Da formålet med modellen er at anvende den med henblik på overordnede rammer for arealplanlægning, skal den vise generelle tendenser. Hovedformålet med opstillingen af grundvandsmodellen er ikke at gengive forhold for konkrete årstal, men derimod at modellere en 10 års gennemsnitssituation. Modelleringen vil derfor være stationær, men ved at anvende tidsserier over N-udvaskning kan modelresultaterne også i en vis udstrækning anvendes til at beregne variationerne i N-transporten fra år til år. Det primære modelværktøj til beregning af vandtransporten er modelleringsprogrammet GMS 6.5 (Groundwater Modelling System) med anvendelse af MODFLOW-modulet. Et modul der bruges til at beskrive mættet strømning i grundvandsmagasiner samt vandudvekslingen med vandløb.

GEUS har tidligere (2006) opstillet en integreret MIKE SHE og MIKE 11 model for den mættede zone og vandløb for oplandet til Oddebæk. Det er en dynamisk model, der primært har til formål at beregne sammenhængen mellem den samlede N-udvaskning fra oplandet og N-transporten i Oddebæk. Formålet har dermed ikke været at kortlægge N-følsomme arealer, hvilket netop er hovedformålet med metoden *Udpejning af kvælstoffølsomme arealer*.

6.1 Konceptuel model for vandtransport

Den konceptuelle model af oplandet til Oddebæk er en tolkning af oplandets hydrologi, geologi og hydrogeologi. Denne fortolkning danner baggrund for selve modelopsætningen i GMS.

6.1.1 Hydrologi

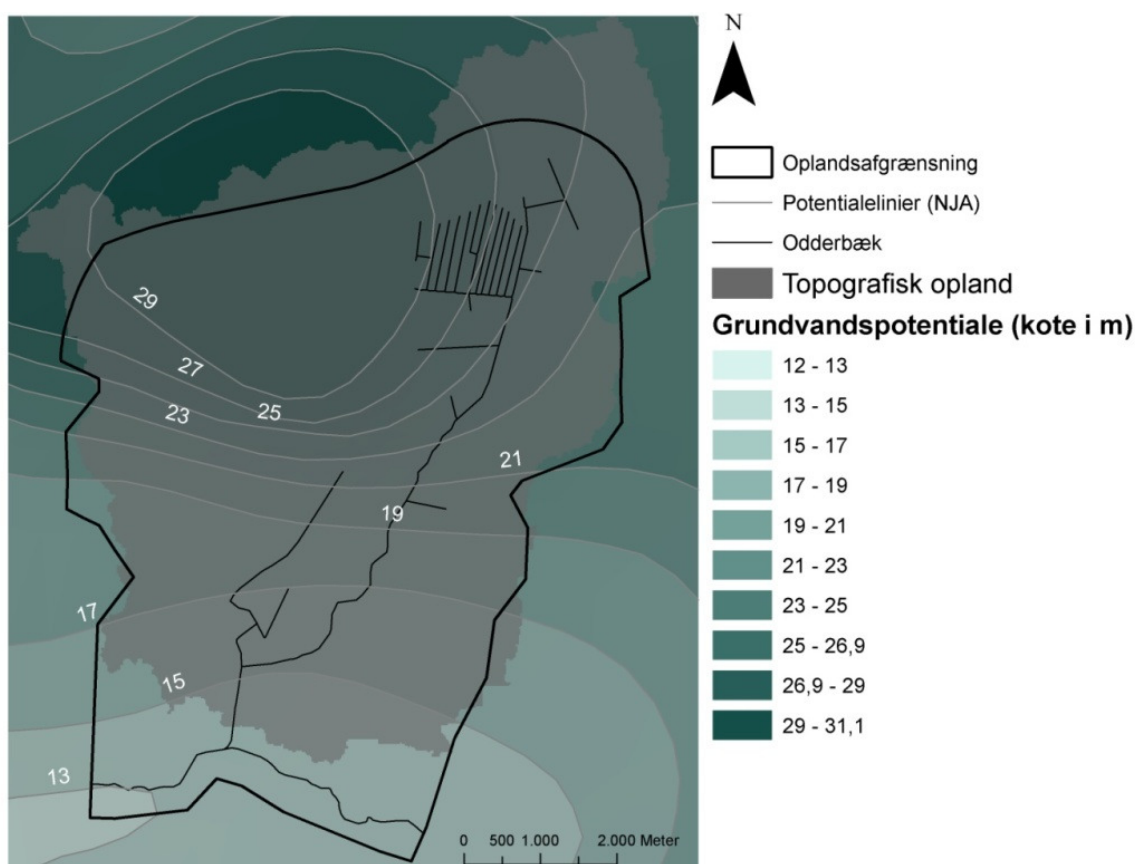
For at opstille en model for oplandet til Oddebæk afgrænses et modelområde. Med udgangspunkt i denne modelafgrænsning undersøges de hydrologiske forhold der er af betydning for vandets strømningsveje i oplande til Oddebæk.

Modelafgrænsning/oplandsafgrænsning

Modelafgrænsningen kan ske ud fra enten topografi, geologi eller hydrologi. Det topografiske opland er fundet på baggrund en højdemodel (10x10 m) i ArcMap, og har et beregnet areal på ca. 1.180 ha (se Bilag 2). Det topografiske opland og det hydrologiske opland er sjældent sammenfaldende. Tidligere undersøgelser af oplandsafgrænsninger for Oddebæk har påvist at der sandsynligvis sker en

vandudveksling på tværs af det topografiske vandskel i den nordlige del [pers. com. Kirsten Broch]. Ud fra dette vælges der i dette projekt at afgrænse modelområdet ud fra det hydrologiske opland, dvs. en modelafgrænsning på baggrund af potentialeforhold i oplandet. Ud fra grundvandspotentialer kan der dannes no-flow randbetingelserne ved at etablere modelgrænserne så de står vinkelret på potentialelinierne. Ved no-flow randbetingelse sker der ingen vandudveksling på tværs af grænsen og denne tilgang vælges også i den sydlige del af oplandet, hvor Lerkenfeldt Å i stedet for at være trykkrand ligges ind som vandløb.

Som det ses af potentialetoppen på Figur 25 er der et vandskel beliggende i den nordlige del af det topografiske opland. Den valgte modelafgrænsning dækker et areal på 1139 ha.



Figur 25: Topografisk opland og hydrologisk opland. Baseret på data fra Nordjyllands Amt og Kort og Matrikelstyrelsen

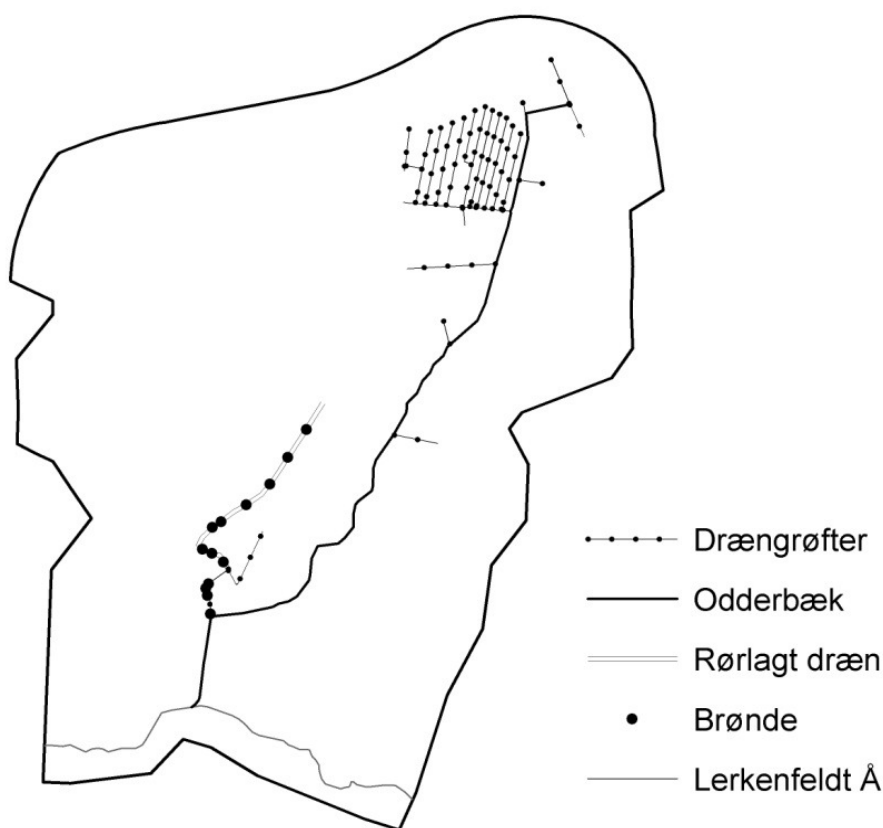
Vandløb og dræn

Transporten af vand ud af oplandet foregår via vandløb og drængrøfter. Vandløbene i modelområdet er hhv. Oddebæk, Afløb fra Gislum Enge og Lerkenfeldt Å. Oddebæk har sit udspring i den nordøstlige del af oplandet, nord for det drænedede område Riskjær. På strækningen ned til Lerkenfeldt Å er der tilløb fra flere grøfter og dræn, og før Oddebæk løber ud i Lerkenfeldt Å er der et tilløb fra Afløb fra Gislum Enge. [Aars Kommune, 2003]

Til opstilling af grundvandsmodellen fastsættes vandløbenes placering med udgangspunkt i et vandløbstema fra AIS (Arealinformationssystemet), men modificeres ud fra en vandløbsopsætning fra GEUS

(De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland) samt ved at analysere ortofotos. Vandløbsmodellen omfatter Odderbæk og Afløb fra Gislum Enge samt drængrøfter ved Riskjær og langs Odderbæk. Som beskrevet i modelafgrænsningen medtages en del af Lerkenfeldt Å.

AIS' vandløbstema har kun den del af Afløb fra Gislum Enge der ikke er rørlagt, og derfor er den manglende vandløbsstrækning optegnet med samme forløb som for GEUS' vandløbsopsætning. Den rørlagte strækning udgøres af de øverste 1312 m af den 1536 m lange vandløbsstrækning Afløb fra Gislum Enge. Den rørlagte strækning modtager vand fra dræntilløb, der er fundet ved vandløbsregulativet for Odderbæk [Aars Kommune, 2003] og disse tilløb inkluderes i modelopsætningen (se Figur 26).



Figur 26: Inddelingen i vandløbsstrækninger og dræn

Vandløb lægges modelteknisk ind som dræn, der fjerner vandet fra de celler hvor vandløbet løber igennem. Vandspejlskoten er fundet ud fra vandløbsregulativets angivelse af bundkoten. Ud fra feltobservationer er der estimeret en vanddybde på 10 cm på det øvre løb, 15 cm på det midterste løb og 30 cm på det nedre løb. For Afløb til Gislum Enge er den rørlagte strækning sat til bundkoten fra regulativet, mens den fritlagte strækning har en estimeret vanddybde på 10 cm. De resterende strækninger hvor der ikke er angivet en bundkote er vandspejlskoten sat til 1 mut. Der er generelt god overensstemmelse mellem bundkoterne fra regulativet og en placeringen af vandløbsbunden 1 meter under terrænkoten.

Lækagekoefficienten, der udtrykker evnen til vandudveksling mellem vandløb og ådalsmagasin, antages at have forskellige værdier alt efter vandløbsstrækning. De startværdier der arbejdes ud fra fremgår af Tabel 5, startværdierne kalibreres efterfølgende ind. Den rørlagte vandløbsstrækning (del af Afløb fra Gislum

Enge) tildeles en lækagekoefficient på 0 s^{-1} , svarende til at der ikke sker vandtilstrømning fra det omgivende sediment. Ud fra regulativet [Aars Kommune, 2003] er der tilløb gennem brønde, og disse implementeres i modellen ved at tildele en kort strækning på hver side af hvor brøndene er placeret en lækagekoefficient på $1\text{e}^{-4} \text{ s}^{-1}$ så der sker vandtilstrømning hertil. Selve Oddebæk sættes til en startværdi på $1\text{e}^{-8} \text{ s}^{-1}$, mens Lerkenfeldt Å har en startværdi på $4\text{e}^{-6} \text{ s}^{-1}$. Da drængrøfter generelt set har en stor vandafledningsevne forventes en højere lækagekoefficient, der her er sat til $1\text{e}^{-5} \text{ s}^{-1}$.

Tabel 5: Startværdier for lækagekoefficient.

Type	Lækagekoefficient (s^{-1})
Oddebæk	1e^{-8}
Lerkenfeldt Å	4e^{-6}
Drængrøfter	1e^{-5}
Rørlagt vandløb	0
Brønde	1e^{-4}
Drænkønstant ¹	5e^{-5}

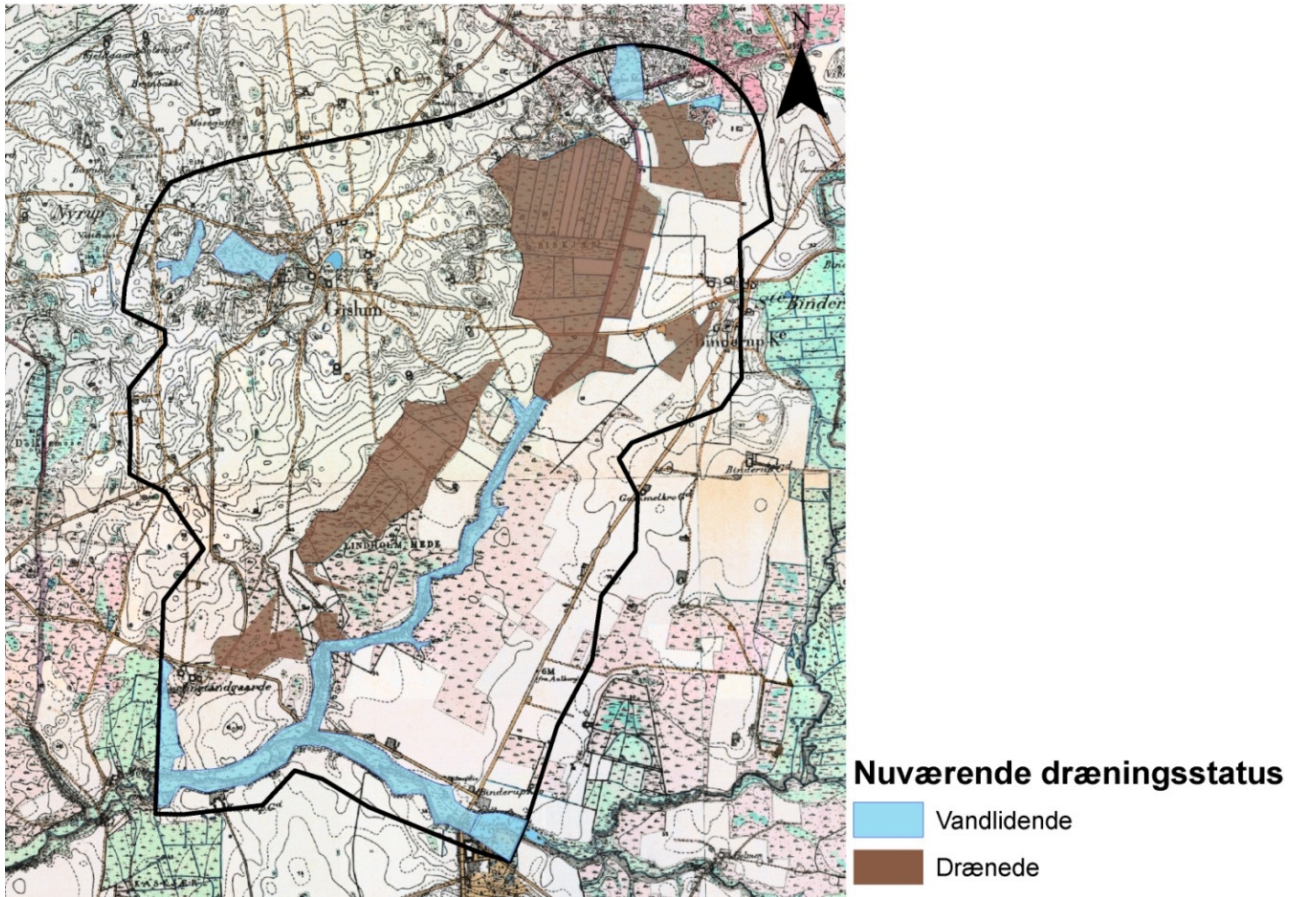
¹ se nedenstående

I områder hvor afstanden til grundvandsspejlet er lille, vil der naturligt opstå vandlidende områder, fx enge og moser. Siden midt i 1800-tallet er mange af disse områder drænet og inddraget i landbrugsdriften. De styrende forhold for den geografiske placering af vandlidende jorde med drænbehov, er tilstedeværelsen af lavpermeable jorde og/eller en lille terrænhældning, der vanskeliggør en tilstrækkelig hurtig afstrømning. Vandlidende områder kan også være i grundvandsudstrømningsområder i lavninger i terrænet.

KMS' (Kort- og Matrikelstyrelsen) målebordsblade 1842-1899 1:25.000 (generalstabskort) [KMS, 1870] (se evt. Bilag 3) er undersøgt for den tidligere udstrækning af vådområder og enge. Kortudsnittet fra Oddebæk er fremstillet omkring 1870 og det må formodes, at der på daværende tidspunkt kun i begrænset omfang er foretaget dræning hvorved kortet repræsenterer områder der vil være vandlidende hvis der ikke drænes.

Ud fra generalstabskortet kan udpeges udbredelsen af tidligere vandlidende områder. Disse områder klassificeres, ved hjælp af ortofotos, efter hvorvidt de på nuværende tidspunkt er drænedede eller vandlidende. Det ses, at de nuværende vandlidende områder er de vandløbsnære områder langs Oddebæk, samt lavninger i terrænet i den nordlige del af modelområdet, se Figur 27. De brune områder er de områder der i 1870 var vandlidende, men som på nyere ortofotos er drænedede områder. Rent modelteknisk drænes de udpegede områder når grundvandsspejlet står højere end 1 mut. Kommer vandstanden over dette niveau dræner vandet af med en angivet tidsforsinkelse, udtrykt ved drænkønstanten. Startværdien for drænkønstanten sættes til $5\text{e}^{-5} \text{ s}^{-1}$.

Udpegningen af drænedede områder er af væsentlig betydning for at kunne beskrive N-reduktionen i oplandet. Afstrømning via dræn foregår generelt hurtigt. En hurtig drænafstrømning betyder også at der stort set ikke sker nogen form for N-reduktion i modsætning til en almindelig situation hvor vandet strømmer langsommere ud mod vandløbet. I sidstnævnte situation vil der være gode forudsætninger for at en del af vandets kvælstofindhold omsættes i de vandløbsnære områder med anaerobe forhold. Sløjfning af dræn og den heraf følgende etablering af en mere naturlig strømningsvej for vandet, er et ofte anvendt værktøj til at øge N-reduktionen i vandløbsnære områder og reducere den samlede N-tilførsel fra oplandet til N-sårbare recipienter.

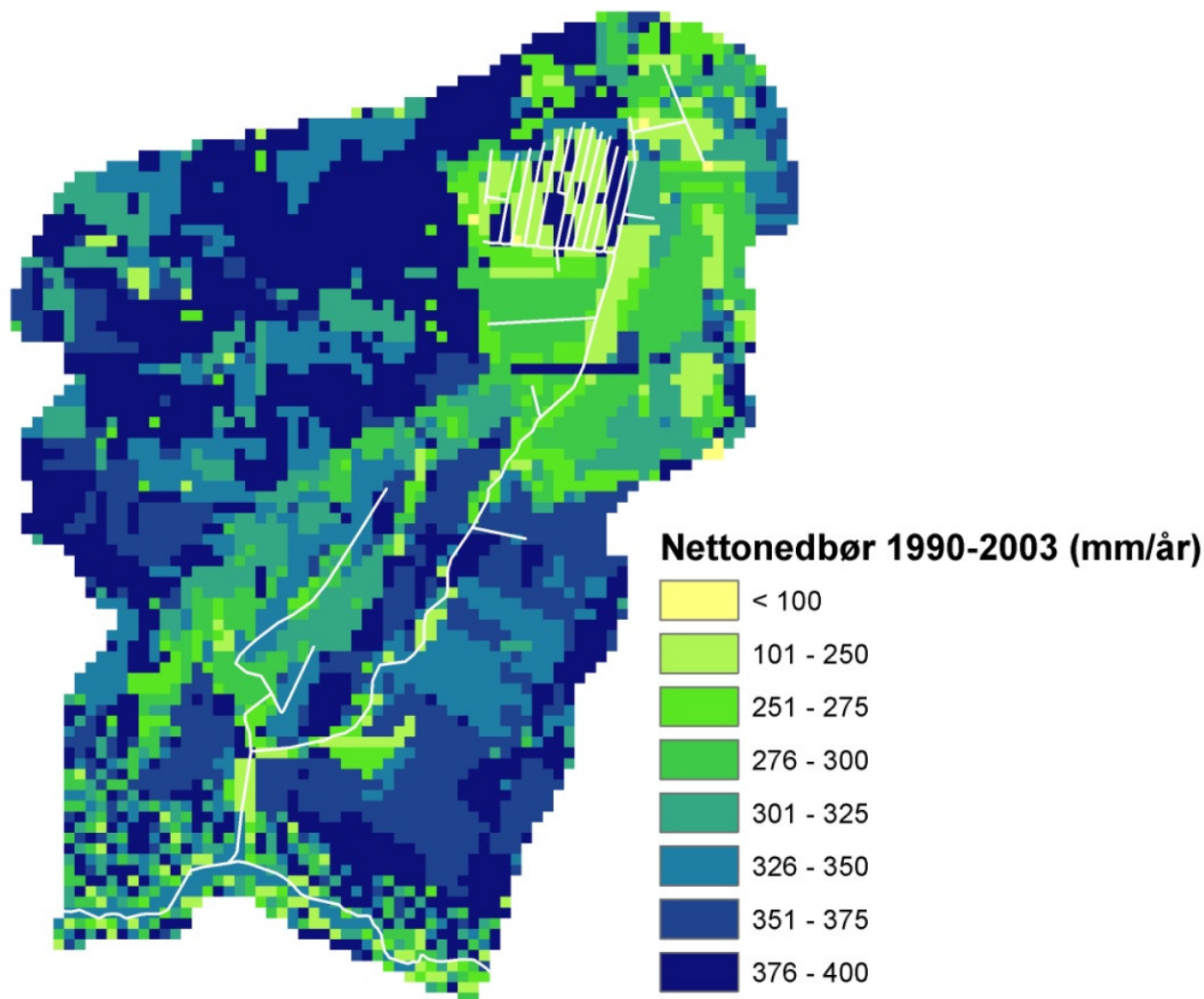


Figur 27: Kortlægning af vandlidende og drænede arealer. Baseret på [KMS, 1870], samt nuværende vandlidende arealer.

Nettonedbør og grundvandsindvinding

Input af vand til grundvandsmagasinet sker i form af nettonedbør, svarende til den del af nedbøren der tilføres grundvandsmagasinet. Beregninger af nettonedbør er foretaget af DMU, Danmarks Miljøundersøgelser [DMU, 2004]. Beregningerne er foretaget med DAISY-modellen, der er en dynamisk rodzone model. Modellen regner på vandbalance og nitratudvaskning for rodzone og umættet zone. Som input til grundvandsmodellen (den mættede zone) anvendes nettofluxe for vand beregnet lige under rodzonen, hvormed det antages at det svarer til input til den mættede zone. Hen over året kan der være store udsving i de daglige nettofluxe for vand. I perioder med stor fordamning kan nettoflux være negativ (opadgående vandbevægelse), hvilket især er udpræget i ådalen, hvor grundvandsspejlet ligger tæt på jordoverfladen.

DMU's DAISY-beregninger foreligger i perioden 1980-2003 (se evt. Bilag 5), og det er valgt at foretage denne modelopstilling for 1990-2003, dvs. en gennemsnitssituation (se Figur 28). Den gennemsnitlige nettonedbør er på 340 mm. Hvorvidt dette er en nogenlunde realistisk modellering af nedbør kan findes ved at sammenligne med den arealspecifikke afstrømning i oplandet. Beregning af den totale afstrømning fra oplandet ud fra daglige vandføringsmålinger viser en arealspecifik afstrømning svarende til 306 mm/år, ved anvendelse af et hydrologisk opland til vandføringsstation 13.08 (nær udløbet til Lerkenfeldt Å s). Det hydrologiske opland er fundet ud fra en grovkalibrering af grundvandsmodellen hvor oplandsarealet er beregnet til 828 ha. Både nettonedbør ud fra DAISY og vandføringsmålinger ligger i samme størrelsesorden.



Figur 28: Nettonedbør, årsmiddel for 1990-2003. Baseret på beregninger i 50x50 m celler ved DAISY-modellering [DMU, 2004].

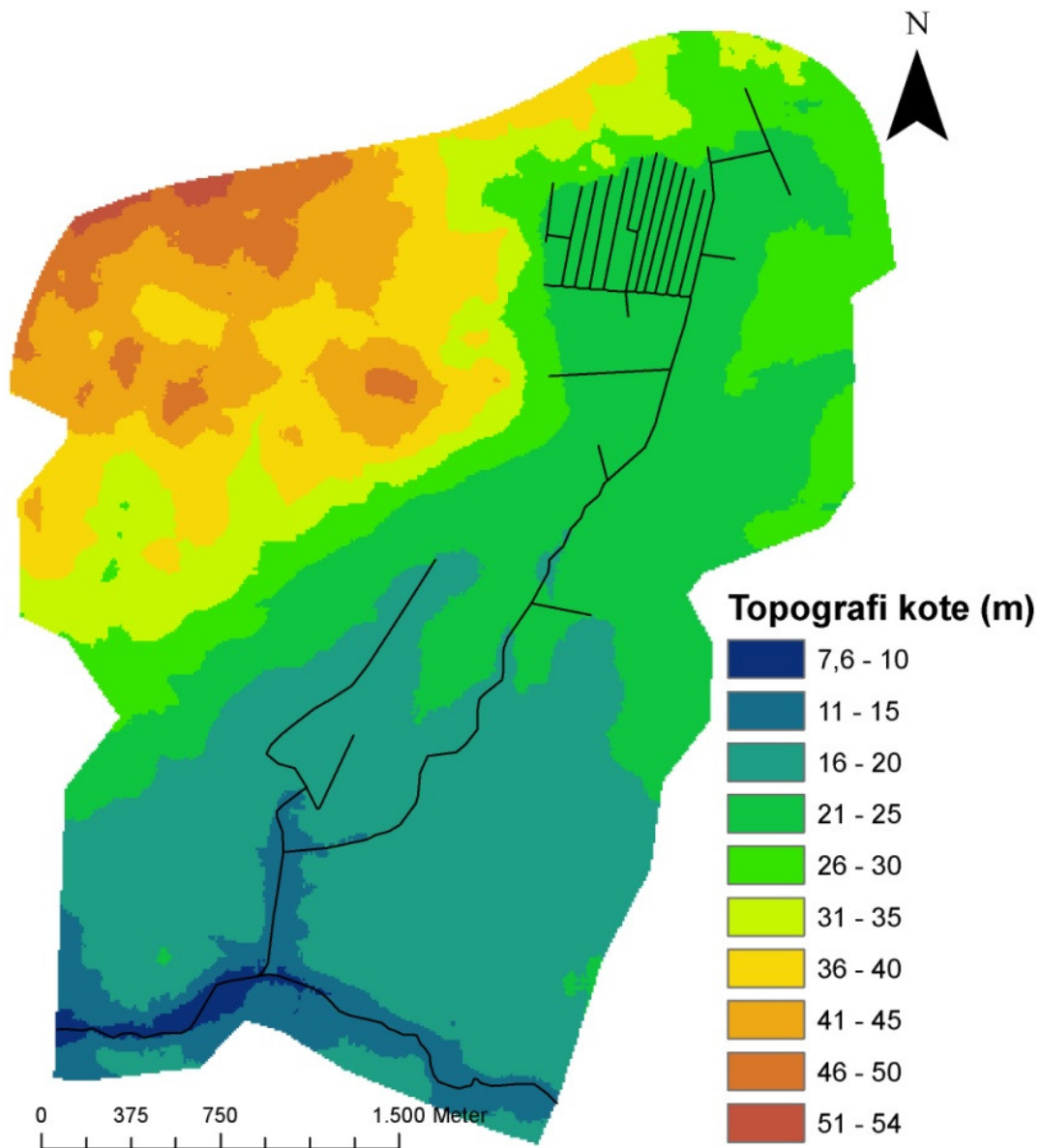
Nedbøren er den tilførsel der sker, mens i alt 8 grundvandsboringer i modelområdet frafører vand. Den ene indvinding er Gislum Vandværk og de resterende er private boringer. Gislum Vandværk indvinder ca. 6000 m³/år. De private boringer (markvandingsboringer) er ikke medtaget i modelopsætningen, da de ikke antages at påvirke vandbalancen for oplandet.

6.1.2 Geologi og hydrogeologi

Vandets strømningsveje fra jordoverflade til vandløb er, udover hydrologien, styret af geologien og hydrogeologien i oplandet. Det er derfor vigtigt at kortlægge geologien så præcist som muligt for at kunne gengive vandets strømningsveje.

Landskabsform og topografi

Oplandet til Odderbæk er et ungt morænelandskab, der hovedsageligt er domineret af sandjord. Af topografien ses at den nordlige og vestlige del er karakteriseret ved småbakket terræn op til kote 40-60 m, med vekslende små lavninger. Terrænkoten falder mod øst og syd i retning mod Odderbæk. Her består landskabet dels af et lavereliggende, svagt bølget moræneflade (kote 25 m), mens der er et hedeslettelandskab langs Lerkenfeldt Å og Odderbæk, se Figur 29.

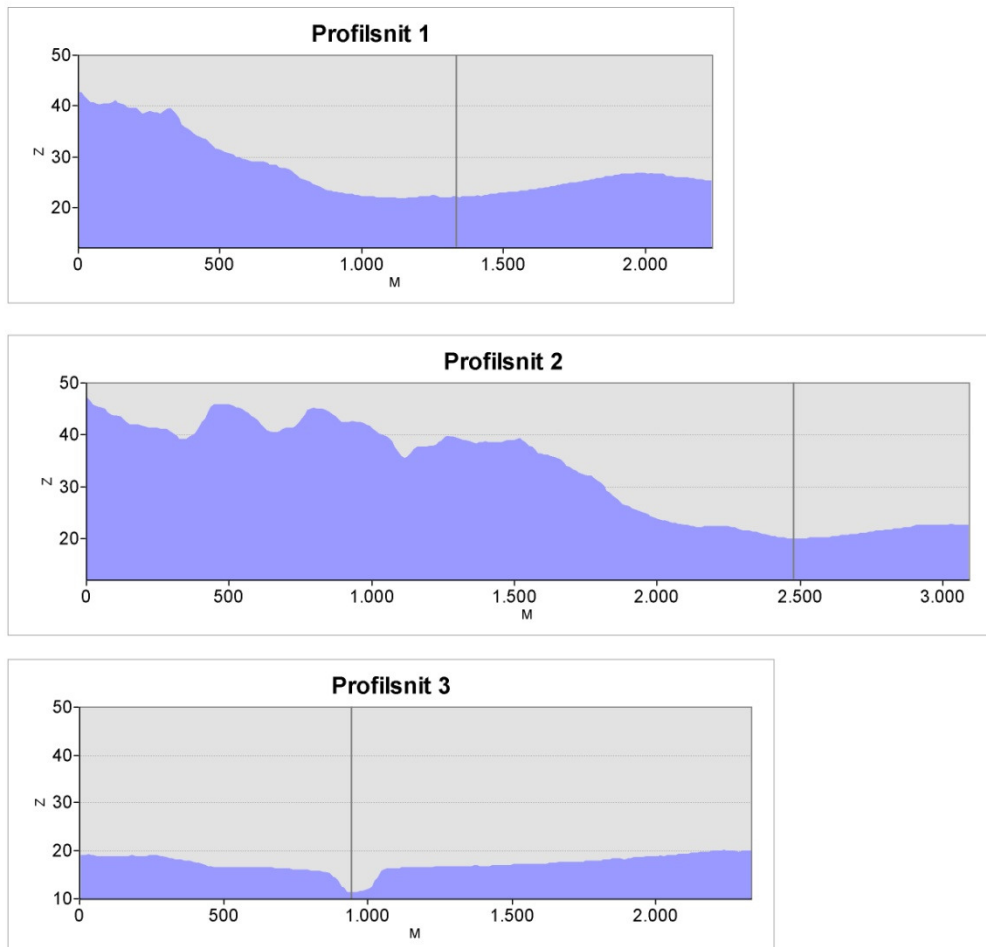


Figur 29: Topografi i modelområdet

Ådalen er ikke veludviklet, hvilket afspejlet at oplandet er et udspringsområde, hvor vandløbet ikke har kunnet borteodere større mængder af sediment. Figur 30 visualiserer landskabet for Odderbæk-oplandet ud fra et draperet ortofoto ved anvendelse af en digital højdemodel. Det ses at oplandet er opdelt i et højtliggende område mod nordvest og en lavtliggende ådal mod øst. Figur 31 viser tre profilsnit til at illustrere terrænforholdene mellem ådal og opland.



Figur 30: Draperet ortofoto for Oddebæk-området ved anvendelse af en digital højdemodel. Højden er overdrevet 3 gange i forhold til xy-planet.

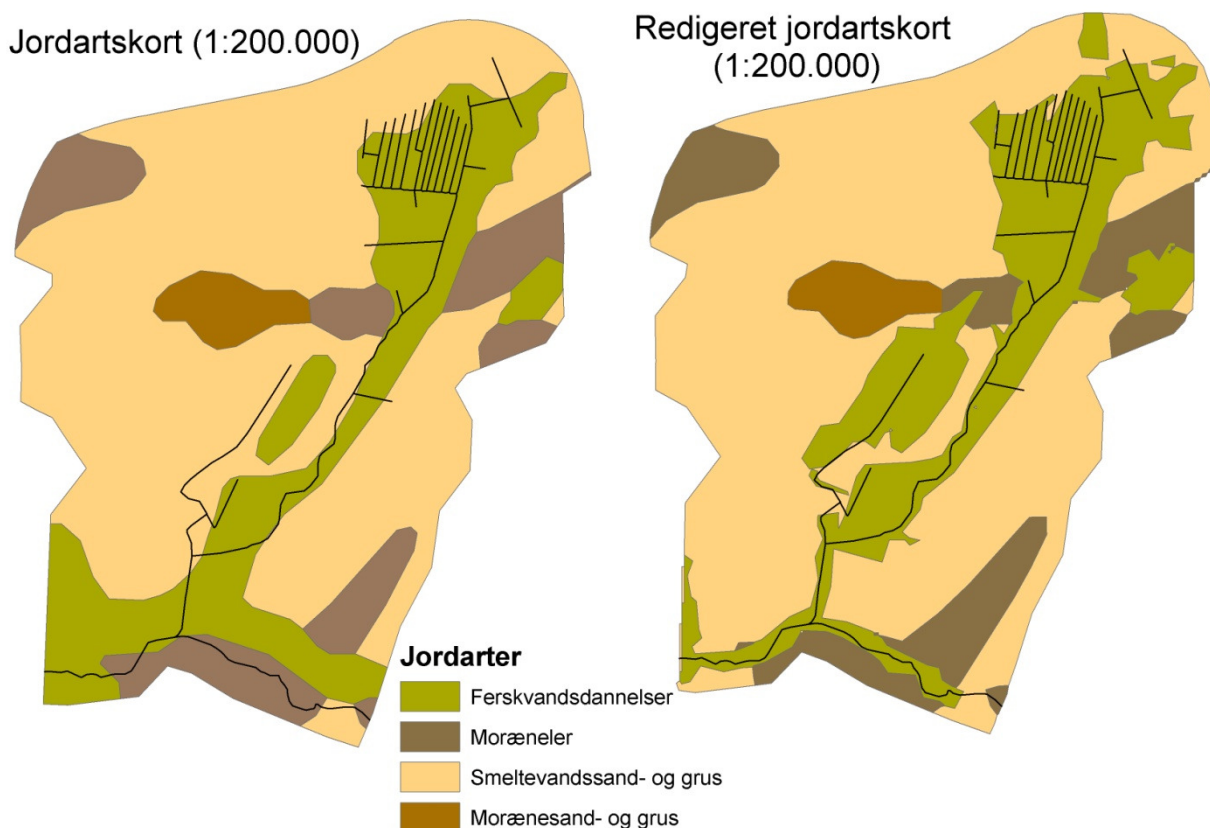


Figur 31: Tre profilsnit gennem oplandet. Lodrette streger i diagrammer th. markerer Oddebæk

Jordarter

Den geologiske lagrækkefølge udgøres af kvartære sand- og leraflejringer, hvor der herunder er danienkalk. Figur 32 viser jordarterne i 1 m dybde. De overfladenære jordarter er primært smeltevandssand- og grus, mens der er ferskvandsdannelser langs Oddebæk. Derudover findes enkelte områder med morænesand- og grus samt moræneler.

I forhold til beskrivelsen af metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* i Kapitel 5. *Metoder til analyse af strømningsveje og N-reduktion* antages ådalens humusaflejringer at udgøre ferskvandsaflejringer i form af tørv. Det ses at jordartskortets nøjagtighed varierer, idet ferskvandsaflejringerne omkring Lerkenfeldt Å ser ud til at ligge for langt mod nord (selvom det umiddelbart kunne tyde på en projektionsfejl har dette vist sig ikke at være tilfældet). Ved anvendelse af ferskvandsdannelsernes udstrækning fastlægges de ud fra dels jordartskort 1:200.000 sammenholdt med den tidligere kortlægning af vandlidende områder, hvor der må formodes at være tørv. Ferskvandsdannelser (tørv) på det redigerede jordartskort der fremkommer ved dette, se Figur 32, anvendes i opstilling af den geologiske model og i forbindelse med beregninger af N-reduktion i tørvaflejringer.



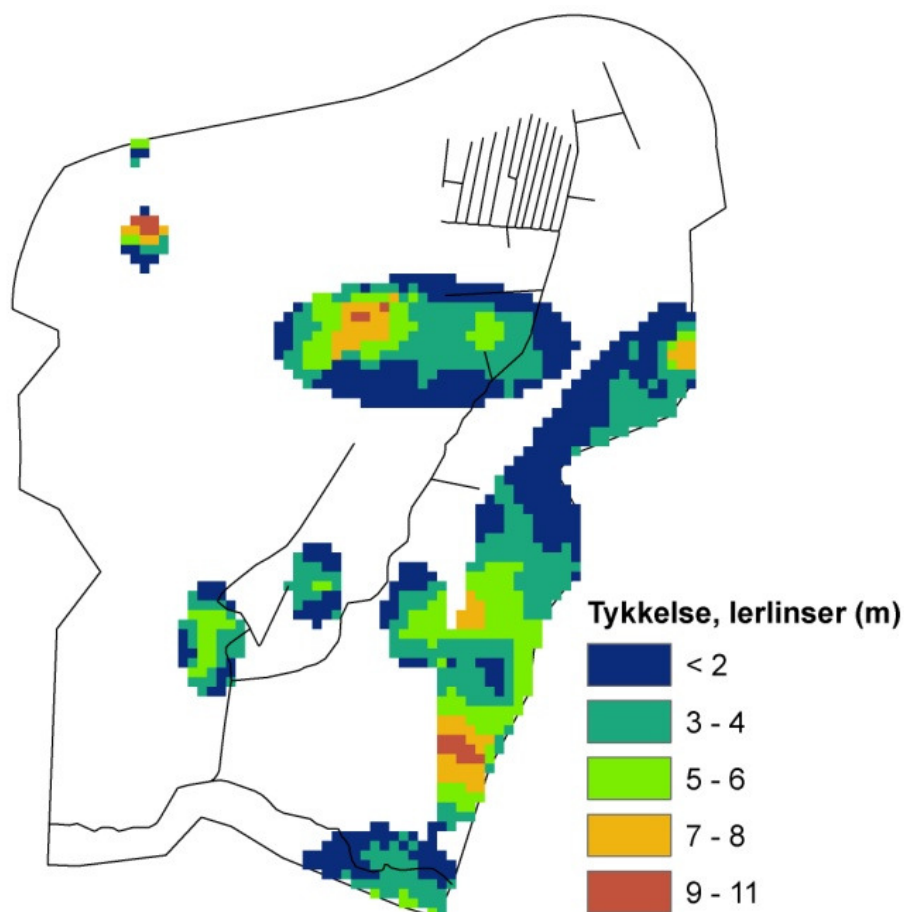
Figur 32: TV: Jordartskort TH: Redigeret jordartskort

Geologi og opsætning af geologisk model

Den geologiske model er lavet med udgangspunkt i opsætningen fra [Rølmer Hansen et al, 2007] kombineret med udbredelse af tørv (jf. ovenstående afsnit).

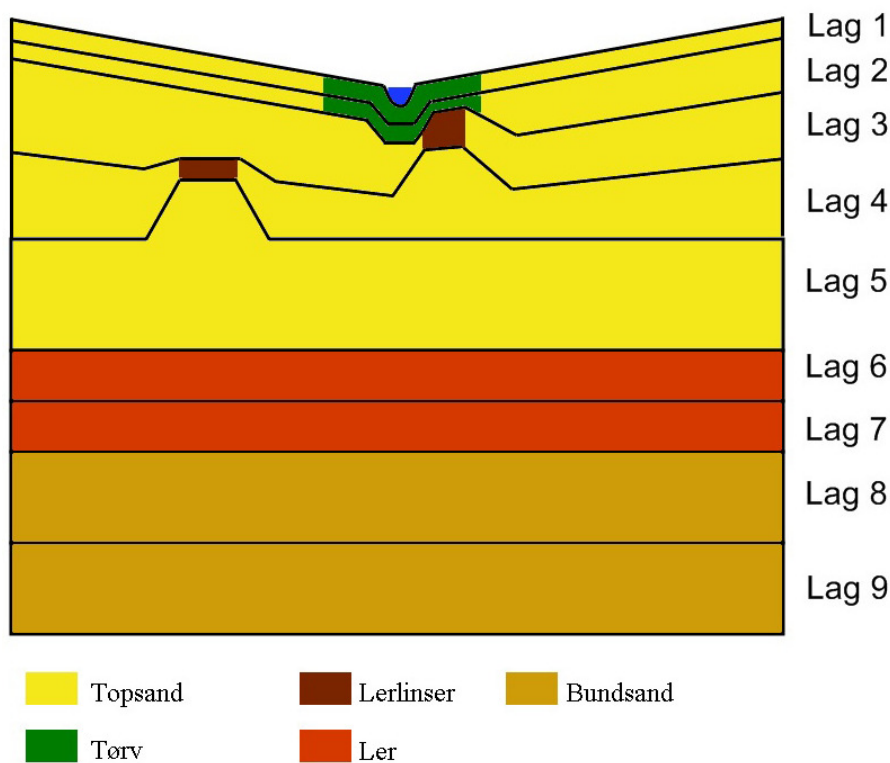
Overordnet kan oplandets geologi opdeles i tre geologiske lag: et øvre sandlag, et lerlag og et nedre sandlag. Bunden af det nederste sandlag har højst sandsynlig kontakt til endnu et lerlag, men dette lag vurderes at være lavpermeabel og grundvandsmagasinet under det nederste lerlag vurderes til at være en del af et større, regionalt grundvandsmagasin. Strømningen under det nederste sandlag har derfor lille betydning for vandbalancen og N-transporten i Odderbæk, hvilket betyder at det ikke er medtaget i den geologiske model og at modellens afgrænsning derfor er bunden af det nedre sandlag. Som illustreret på Figur 32 er der i ådalsmagasinet områder med ferskvandsdannelser (tørv og gytje). Dette indbygges i den geologiske model ved at indsætte tørv ved jordoverfladen de steder hvor der er ferskvandsdannelser.

Både boringer fra [GEUS, 2009] og jordartskort (Figur 32) viser at der i det øvre sand er et mindre område med ler i den nordvestlige del af modelområdet, hvorfor der er indsat en lerlinse. På samme måde er der indsat lerlenser i det øverste sandlag i andre dele af oplandet. Figur 33 viser lerlinsernes udbredelse og tykkelse.



Figur 33: Udbredelse samt tykkelse af lerlenser i det øvre sand.

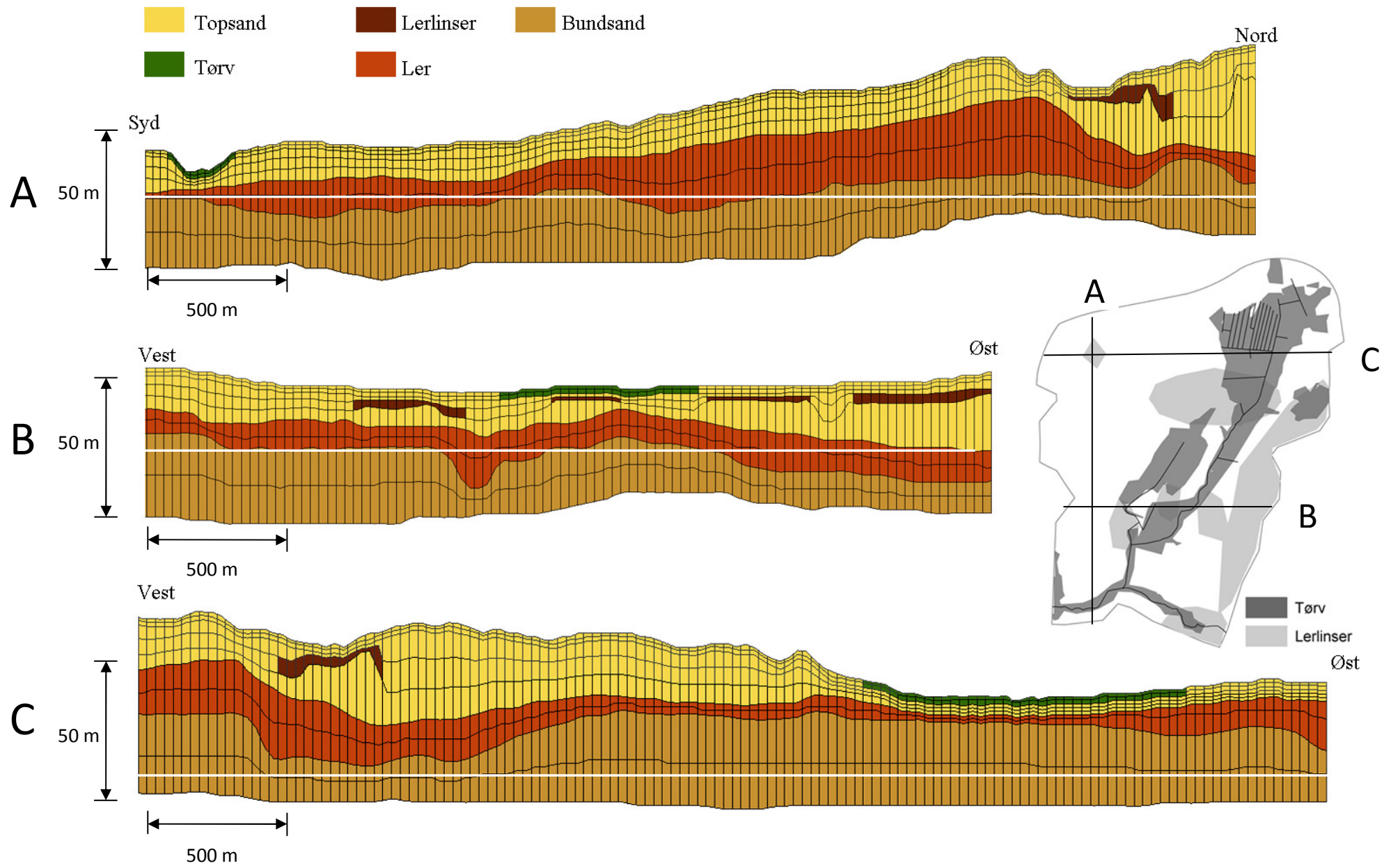
Når geologien overføres til GIS vælges en inddeling i 9 beregningslag. Mellem jordoverfladen og topkoten af lerlaget er der 5 beregningslag, se Figur 34. Lag 1 består af overfladenært tørv i de områder hvor jordartskortet viser ferskvandsdannelser. Tykkelsen af det øverste tørvlag sættes til 1,25 m. I de resterende områder (områder uden ferskvandsdannelser) i beregningslag 1 er der sand. Beregningslag 2 består i områder med ferskvandsdannelser af et 1,25 m tykt tørvlag. Som i lag 1 er der sand i områder uden tørv. Samlet set tildeles tørveaflejringerne lag 1 og lag 2 en tykkelse på 2,5 m. Lag 3 indeholder lerlinser og sand i de øvrige områder uden lerlinser. Lag 4 indeholder rent sand og adskiller lerlinserne fra lerlaget. Lerlaget opdeles i 2 beregningslag (lag 5+6) med ens hydraulisk ledningsevne. Det nederste sandlag indeledes også i to beregningslag (lag 7+8), hvor begge lag har samme egenskaber. I Bilag 4 ses koterne for de enkelte beregningslag.



Figur 34: Inddeling i beregningslag på baggrund af geologiske egenskaber

Ved inddeling i beregningslag er der primært gjort brug af laggrænser fra GEUS. Disse lag har en gridstørrelse på 50x50 m, og er overført til vores model. Det vurderes at den grove opløsning i forhold til den valgte gridstørrelse på 25x25 ikke har nogen betydning, idet laggrænsernes forløb i forvejen er ret usikre, da de udelukkende er foretaget på baggrund af boringsoplysninger. I modelopsætningen vælges at erstatte den grove højdemodel med en 10x10 m højdemodel fra GEUS, der efterfølgende er interpoleret til 25x25 m grid.

På Figur 35 visualiseres den overordnede geologiske model samt inddelingen i beregningslag i hhv. et nord-syd gående og i to øst-vest gående tværsnit. Den hvide linje markerer kote 0 m. Det ses at lerlaget er tykt mod nordøst, som de fleste steder bliver tyndere i ådalen. Det ses endvidere at det øverste sandlag ligger tæt på overfladen i ådalen (overfladenært lerlag), mens det udenfor ådalen ligger dybere (> 15 m). Odderbæks placering kan ses af tørveaflejringerne, og det ses heraf at Odderbæk ikke har en veludviklet ådal.



Figur 35: Geologiske profilsnit gennem oplandet

Hydrogeologi

Hydrogeologien har stor betydning for både strømningsmønster og for N-reduktion. De hydrogeologiske egenskaber defineres i en stationær grundvandsmodel primært ud fra sedimentets hydrauliske ledningsevne. Den hydrauliske ledningsevne er et udtryk for hvor let vand strømmer gennem et porøst materiale, og afhænger bl.a. af porestørrelsen, der igen afhænger af sammensætningen af sedimentet.

Startværdierne der benyttes i GMS for ler og sands hydrauliske ledningsevne er de kalibrede værdier fra [Rølmer Hansen et al., 2006]. Værdien for tørv er sat i midten af det typiske interval for tørv ($1e^{-2} - 1e^{-7}$). Da der er tale om en anden model bør de kalibrerede værdier antages at være vejledende værdier, der justeres i forhold til denne modelopstilling. Startværdierne fremgår af Tabel 6.

Tabel 6: Vejledende startværdier for hydraulisk ledningsevne fra [Rølmer Hansen et al., 2006].

Geologisk lag	Horisontal hydraulisk ledningsevne (m/s)	Vertikal hydraulisk ledningsevne (m/s)
Sand	$1,35e^{-4}$	$1,35e^{-5}$
Lerlag	$1e^{-7}$	$1e^{-8}$
Lerlinser	$1e^{-7}$	$1e^{-8}$
Tørv	$1e^{-4}$	$1e^{-5}$

Derudover anvendes sedimenternes effektive porøsitet i forbindelse med partikelbaneberegninger (beregning af vandets strømningsveje). Mens porøsiteten angiver hvor meget af en jord der består af hulrum (porer), er den effektive porøsitet et mål for hvor stor en procentdel af et jordvolumen, der udgøres af porer, der er vandførende. Det er vanskeligt at vurdere tørvens effektive porøsitet, og vil derfor indgå som en kalibreringsfaktor, da en dobbelt så høj effektiv porøsitet giver en dobbelt så stor opholdstid (svarende til en dobbelt så stor N-reduktion).

Tabel 7: Startværdier for effektiv porøsitet

Geologisk lag	Effektiv porøsitet
Sand + ler	0,3
Tørv	0,3

7. Opsætning af model for kvælstoftransport

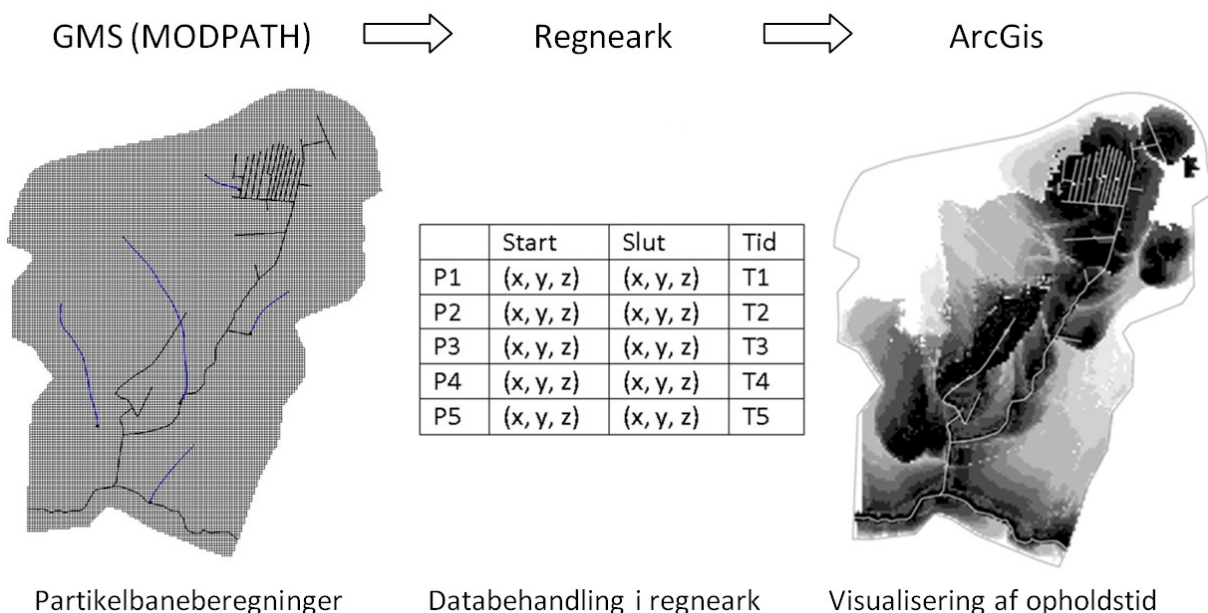
Kapitlets formål er at opstille en model for N-transporten i oplandet til Odderbæk, der kan bruges til udpegning N-følsomme arealer. Først beskrives modelprincippet og herefter beskrives og fortolkes data for rodzoneudvaskning, redoxfront samt kvælstofreduktion i tørveaflejringer.

Grundvandsmodellen udbygges til at beskrive N-transport. N-transporten vil ikke beregnes som en traditionel stoftransportmodel med indlægning af områder med givne N-reduktionsrater. I stedet anvendes partikelbanesimulering, hvor den enkelte beregningscelles partikelbane (dvs. vandets strømningsvej) beregnes. Grundvandsmodellens celleopløsning er 25x25 m, hvor der simuleres en partikelbane for hver celle, i alt 19.041 partikelbanesimuleringer. Da kvælstof er letopløseligt og har samme strømningsveje som grundvand, er der valgt at beregne N-transporten med partikelbanesimuleringsværktøjet MODPATH i GMS. MODPATH beregner vandbevægelsen fra toppen af grundvandsspejlet (startkoordinat) til vandløb/dræn (slutkoordinat), og gør det muligt at følge den vej som kvælstof bevæger sig i grundvandszonen. Som input til værktøjet anvendes en MODFLOW simulering, der allerede ligger i form af grundvandsmodellen. Som output fra partikelbanesimuleringen fås:

Output data fra partikelbanesimulering:

- Startkoordinat [x, y, z]
- Slutkoordinat [x, y, z]
- Transporttid mellem start- og slutkoordinat [sek]

Princippet bag partikelbanesimulering ses af Figur 36. Partikelbanerne beregnes i GMS og output eksporteres til et regneark. Ved at eksportere partikelbanesimuleringerne (start- og slutkoordinat samt transporttid) til et regneark kan data behandles og kombineres (fx trække to transporttider fra hinanden). Resultatet af databehandlingen i regneark kan efterfølgende præsenteres i ArcGis. Herved bliver resultaterne tilgængelige udenfor GMS.



Figur 36: Partikelbanesimulering og eksport til regneark og ArcGis. P1-5 angiver udvalgte partikelbaner i oplandet.

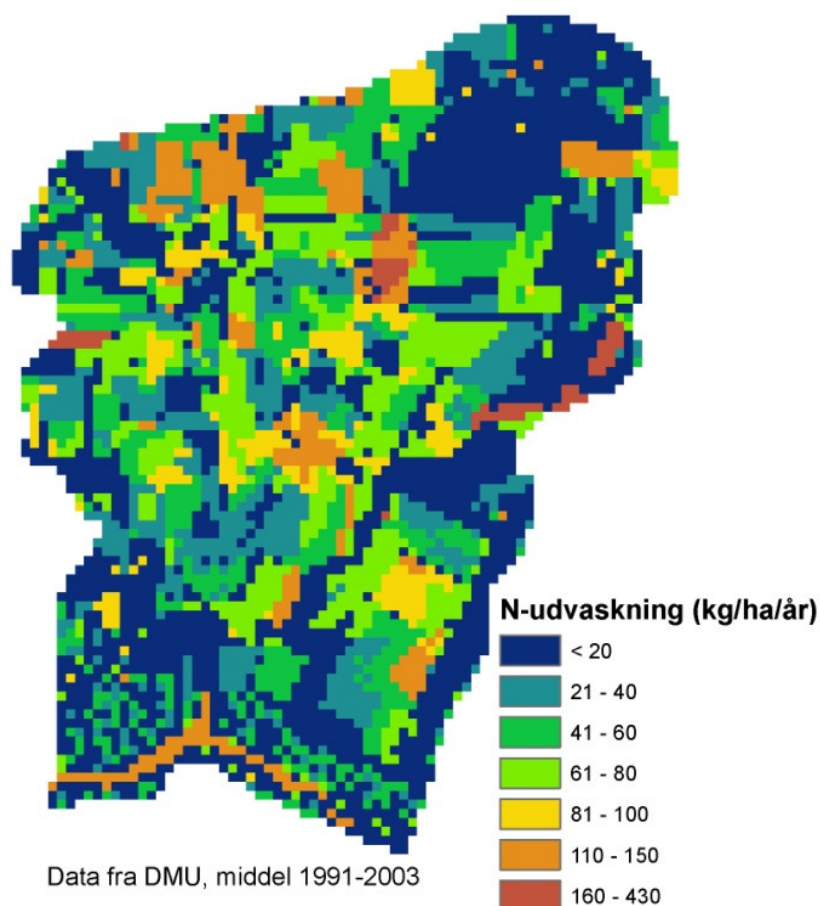
Partikelbaneberegningerne indberegner ikke transporttiden fra rodzonen til grundvandsspejlet. Metoden beregner således ikke den forsinkelse af vandet, der foregår i den umættede zone. Dette spiller dog ingen rolle i forhold til beregning af N-reduktion under redoxfront og i tørv. Tidsaspektet indgår ikke direkte som en del af beregningen af N-reduktion under redoxfronten, mens der for N-reduktion i tørv kun regnes på opholdstiden i selve tørveaflejringerne.

N-reduktion kan dels foregå under redoxfronten, dels i ådalsmagasinetes tørveaflejringer. Mens N-reduktion under redoxfronten sker med en meget kort halveringstid på få timer (tilnærmelsesvis øjeblikkelig N-reduktion) vil N-reduktionen i ådalens humusaflejringer afhænge af opholdstiden. Ud fra partikelbanesimuleringer og indlæggelse af redoxfront i modellen kan N-transporten i oplandet beskrives. N-reduktion under redoxfronten implementeres ved at udlægge en imaginær partikel i hver celle, hvortil der beregnes en strømningsbane fra toppen af grundvandsspejlet og vandløbet. Strømningsbaner der krydser redoxfronten bidrager ikke med kvælstof, mens de resterende områder bidrager med en kvælstofmængde der afhænger af rodzoneudvaskningen og reduktionen i tørveaflejringer.

7.1 Rodzoneudvaskning og samlet oplandsreduktion

Modellens kvælstofinput udgøres af rodzoneudvaskningen, og er beregnet af både DMU og ConTerra, som i nedenstående vil beskrives.

DMU's beregninger er foretaget sammen med beregning af nettonedbør (DAISY-beregninger) og er beregnet for perioden 1980-2003 [Blicher-Mathiesen et al., 2006]. Som input til grundvandsmodellen (den mættede zone) anvendes nettofluxe for total-kvælstof beregnet lige under rodzonen, hvormed det antages at den udvaskede mængde herfra svarer til input til den mættede zone. Total-kvælstof udgøres af ammonium og nitrat, men da langt hovedparten er nitrat kan det antages at total-kvælstof kun består af nitrat. Hen over året kan der være store udsving i de daglige nettofluxe for kvælstof. I perioder med stor fordampning og højt planteoptag kan nettoflux være negativ (grundet opadgående vandbevægelse). DMU-beregningerne er foretaget i 50x50 m grid. N-udvaskningen som også fremgår af Figur 37 ligger i gennemsnit på 75 kg/ha/år som et middel af årene 1991-2003, men varierer meget alt afhængig af arealanvendelsen (afgrødevalg).



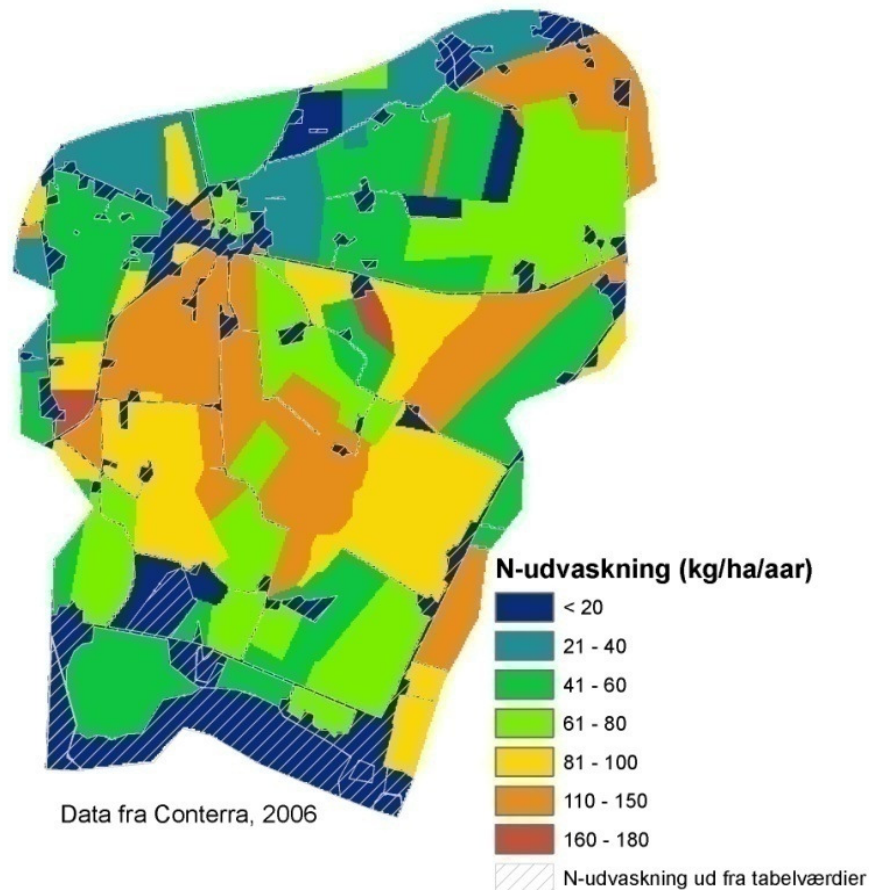
Figur 37: N-udvaskning i 50x50 m grid beregnet af DMU

ConTerras N-udvaskningsdata er beregnet på baggrund af Det Generelle Landbrugsregister (GLR), Det Centrale Husdyrregister (CHR), gødningsregnskaberne, normtabeller og jordbundsdata og er beregnet på markblokniveau. N-beregningerne er foretaget med den empiriske model SIMDEN, hvor der regnes på denitrifikation i rodzonen (0-100 cm). N-udvaskningen er opgjort på markblokniveau, hvilket betyder at N-udvaskningen kan være et middel af de afgrøder der dyrkes indenfor markblokken. N-udvaskningen er beregnet for 2006, men der er indregnet standardsædskifter, således at data repræsenterer en gennemsnitssituation.

Der er ikke foretaget N-beregninger på arealer udenfor markblokkene. For disse arealer der kan klassificeres som naturarealer og befæstede arealer, suppleres der med tabelværdier fra [Blicher-Mathiesen et al., 2007], se Tabel 8.

Tabel 8: Værdier for N-udvaskning for udvalgte typer af arealanvendelse. Estimeret i [Blicher-Mathiesen et al., 2007]

Arealtype	N-udvaskning (kg N/ha/år)
Skov	5
Øvrig natur	3
Befæstede arealer	4
Søer og vanddækkede arealer	-



Figur 38: N-overskud på markblokniveau for 2006, inkl. standardsædskifter [ConTerra, 2009]

N-udvaskningen som fremgår af Figur 38, ligger i gennemsnit på 63 kg/ha/år [ConTerra, 2009]. Ifølge [Hansen, 2009] er usikkerheden på ConTerras SIMDEN-beregninger på 100 %. På trods af denne usikkerhed er det ikke så vigtigt i dette koncept, da fokus er på de relative ændringer i N-tilførslen og fejlen er en systematisk fejl der går igen i alle data.

Det er ikke muligt direkte at sammenligne ConTerras og DMU's N-udvaskningsdata, da beregningerne ikke ligger for samme år. Afgrødevalg og klimatiske forhold gør, at der kan være stor forskel i udvaskningen fra år til år. En anden usikkerhed ved N-udvaskningsberegninger er at der i ConTerras data ikke tages højde for opbygningen af kvælstofpuljen, men dette gøres i DMU's DAISY-simuleringer. Ses der på kvælstofpuljen for de specifikke arealer over en lang årrække vil det være af mindre betydning om den er under afvikling eller opbygning, da ændringen over en lang tidshorisont vil kunne antages at være 0.

Samlet oplandsreduktion

Ved at sammenligne den totale N-udvaskning fra rodzonen med N-transporten i Odderbæk ved udløbet til Lerkenfeldt Å, fås et udtryk for oplandets samlede N-reduktion. Systemet har en responstid, hvor en ændring i N-udvaskningen først efter uger/måneder/år kan aflæses i N-transporten i vandløbet. Vandløbets N-transport er derfor et integreret billede af kvælstof fra forskellige tidspunkter, svarende til den tid det tager kvælstof at bevæge sig fra rodzone til vandløb. Grundet systemets forsinkelse giver det kun mening at

beregne forholdet mellem N-udvaskning fra rodzonen og N-transporten ud af oplandet over en længere årrække.

Der tages udgangspunkt i perioden 1991-2003, hvor den årgennemsnitlige rodzoneudvaskning er beregnet til 74 ton/år (DMU-data, se evt. Bilag 5 for tidsserie over N-udvaskning)), mens N-udvaskningsdata fra ConTerra giver tilsvarende 65 ton/år. Beregningerne baserer sig på et beregnet hydrologisk opland ud fra en grovkalibrering af grundvandsmodellen, hvor oplandsarealet til station 13.08 er beregnet til 828 ha. (se Bilag 6). Sammenholdes udvaskningen med observeret N-transport i Odderbæk fås, at DMU-data giver en reduktionsfaktor på 77 %, mens ConTerras data giver 74 % (se Tabel 9). Reduktionsfaktorerne passer godt med sandjordsoplande, der generelt set reducerer hovedparten af det udvaskede kvælstof (jf. Figur 10)

Tabel 9: Beregning af det samlede oplands N-reduktionsfaktor

Datatype	Total rodzone-udvaskning (ton/år)	Total N-transport ud af oplandet (ton/år)	Oplandsreduktionsfaktor (%)
DMU	74	17	77 %
ConTerra	65	17	74 %

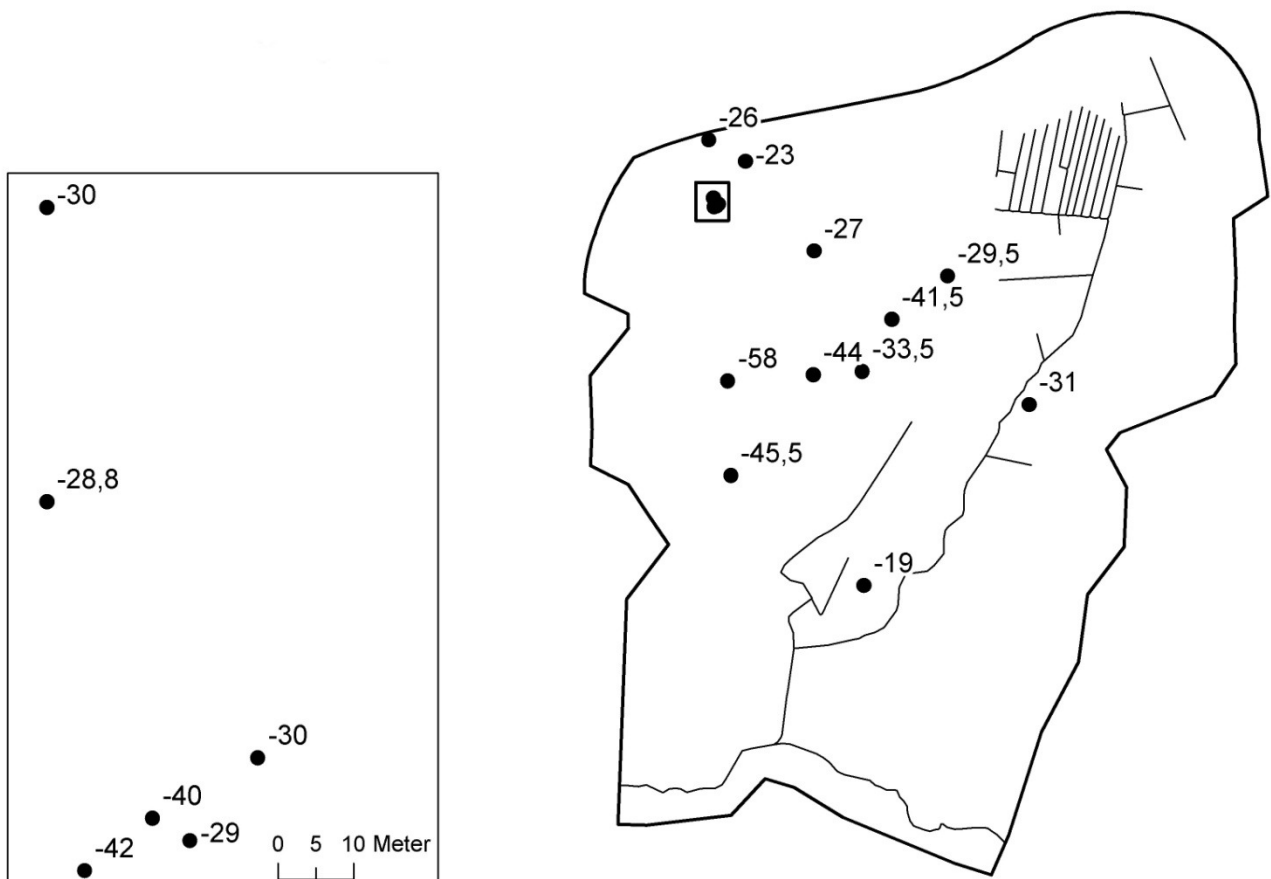
7.2 Kvælstofreduktion under redoxfronten

Redoxforholdene i oplandet er af afgørende betydning i forhold til N-tilførslen til Odderbæk, og derfor bør redoxfronten beskrives så nøjagtigt som muligt for at finde en virkelighedsnær relation mellem N-udvaskningen fra den enkelte mark og hvor stor en mængde af udvaskningen fra denne mark, der tilføres vandløbet.

Redoxfronten kan observeres ud fra farveskift i boringer samt ud fra målinger af nitratindhold i grundvand. Over redoxfronten er sedimenterne gule, gulbrune, brune og gråbrune farver, og under redoxfronten er de grå, brungrå og sorte. Ved at sammenholde [Rølmer Hansen et al., 2006] og [GEUS, 2009] er redoxfronten identificeret i 17 boringer på baggrund af farveskift i jorden og/eller nitratkoncentration i grundvandet (se Bilag 7). De enkelte boringer er punktobservationer og kan ikke nødvendigvis antages at være repræsentative for det omkringliggende område pga. geologiske og geokemiske variationer. Til trods for de mange boringer med redoxoplysninger er det relativt få boringer, hvis der skal gives en nøjagtig beskrivelse af redoxfronten i hele modelområdet. Samtidig er de ikke ligeligt fordelt over området, hvor der i områderne mod syd og øst ikke foreligger data for redoxfronten. Derfor kan der ikke udelukkende tages udgangspunkt i boringer i fastlæggelsen af redoxfronten. For at få den mest realistiske placering af redoxfronten undersøges forskellige muligheder for placering.

Redoxforhold i boringer

Det overordnede billede af områdets redoxforhold viser at der er en dyb oxideret zone i de højtliggende områder, mens den er mindre i ådalen, se Figur 39. Den dybe oxiderede zone (23-58 m tykkelse) i de højtliggende områder stemmer godt overens med at redoxfronten for sandjordsoplande normalt ligger i > 20 m dybde. I flere boringer er der registreret nitrat i boringer, der ligger tæt på modellens bund, hvilket indikerer at nitrat kan transporteres meget dybt ned i jorden.



Figur 39: Redoxfront i boringer (m.u.t.) Udsnittet vil venstre viser boringer i det nordvestlige modelområde.

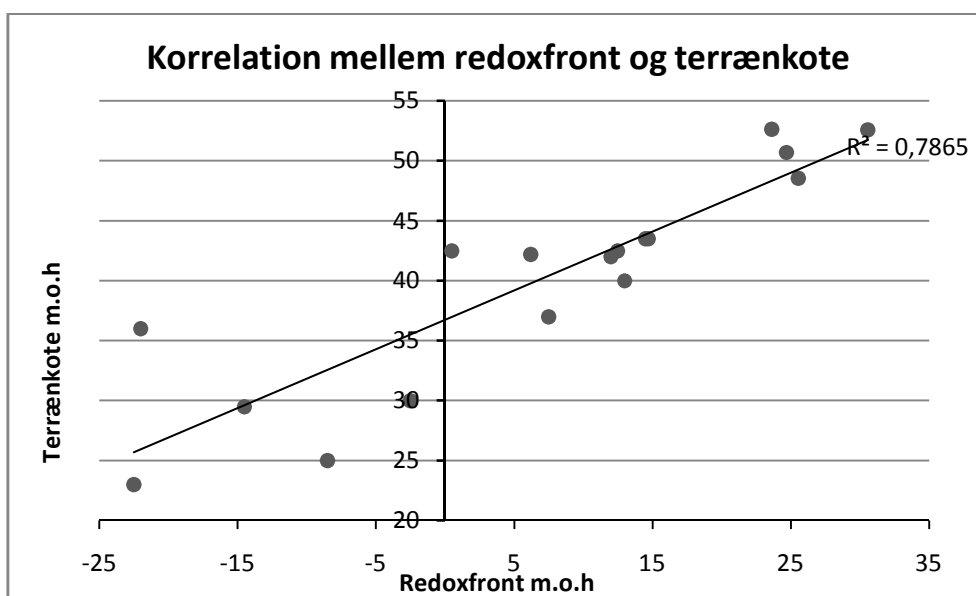
De to boringer ved Odderbæk har en tolket redoxfront i 19 og 31 m dybde, og giver en indikation om at redoxfronten også i ådalen ligger langt under terræn.

Det sparsomme grundlag for fastlæggelsen af redoxfronten betyder at der kan være flere muligheder for dens placering. Det vil være sandsynligt at redoxfrontens placering skal justeres efter at den er indlæst i grundvandsmodellen. Justeringen skal ske således, at der samlet set reduceres den korrekte kvælstofmængde. De følgende tre typer af redoxfronte vil indgå i modelberegningerne:

- Korrelation mellem redoxfront og terrænoverflade
- Korrelation mellem redoxfront og grundvandsspejl
- Redoxfront ud fra boringer, grundvandsspejl og ud/indstrømningsområder

Korrelation ml. redoxfront og terrænoverflade

Ses der på en korrelation mellem redoxkote i borerne og terrænkote fås en korrelation som på Figur 40. En høj værdi for terrænkoten vil umiddelbart medføre en høj værdi for koten til redoxfronten. Ud fra korrelationen mellem redoxkote og terrænkote ses det, at der i nogen grad er en sammenhæng mellem de to parametre. Terrænkotens placering er mere præcist fastsat end grundvandsspejlskoten, hvilket betyder at korrelation med terrænoverflade umiddelbart giver den mest præcise sammenhæng. Afstanden mellem terrænoverflade og observeret redoxfront varierer mellem 23 og 58 m.u.t med en gennemsnitlig afstand på 33 m.u.t (der ses bort fra borer i selve ådalen).

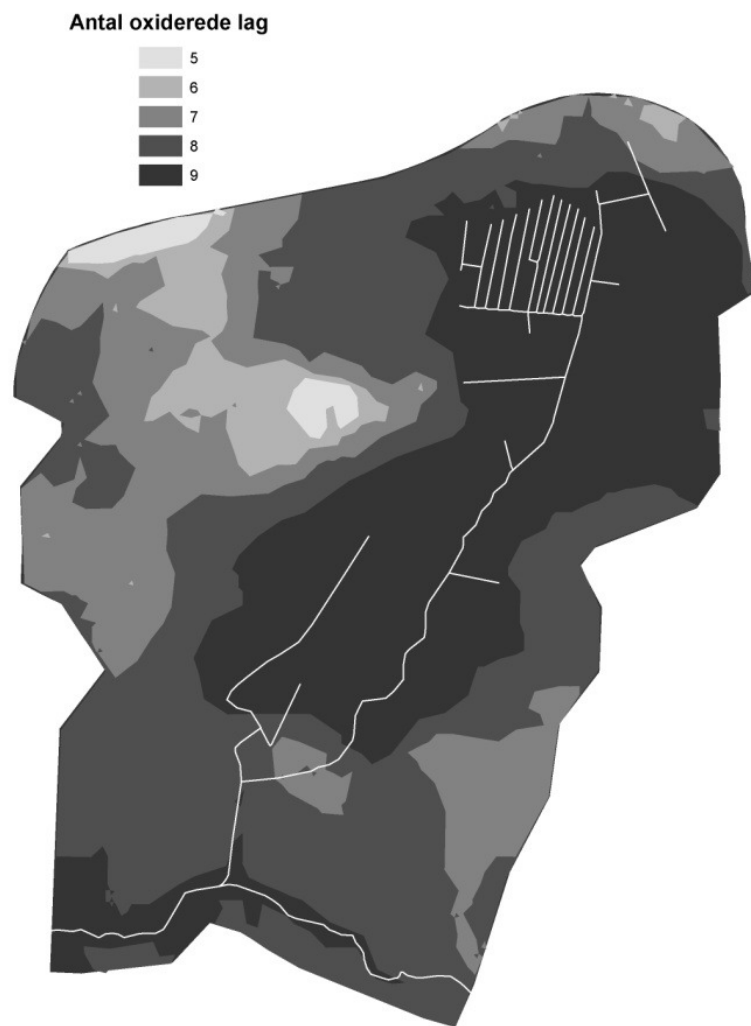


Figur 40: Korrelation mellem redoxkote i borerne og terrænkote

Det første koncept for redoxfronten er således, at der i hele oplandet tildeles en redoxfront 33 m.u.t. Teknisk gøres dette ved at beregne et GIS-tema med redoxfronten. Imidlertid skal redoxfronten, når den implementeres i modellen, følge grænsen mellem to beregningslag (jf. Figur 34). Dette gøres ved at beregne redoxkotens nærmeste laggrænse og "flytte" redoxfronten hertil. Således bliver forskellen i den tolkede redoxfront og modellens redoxfront mindst mulig.

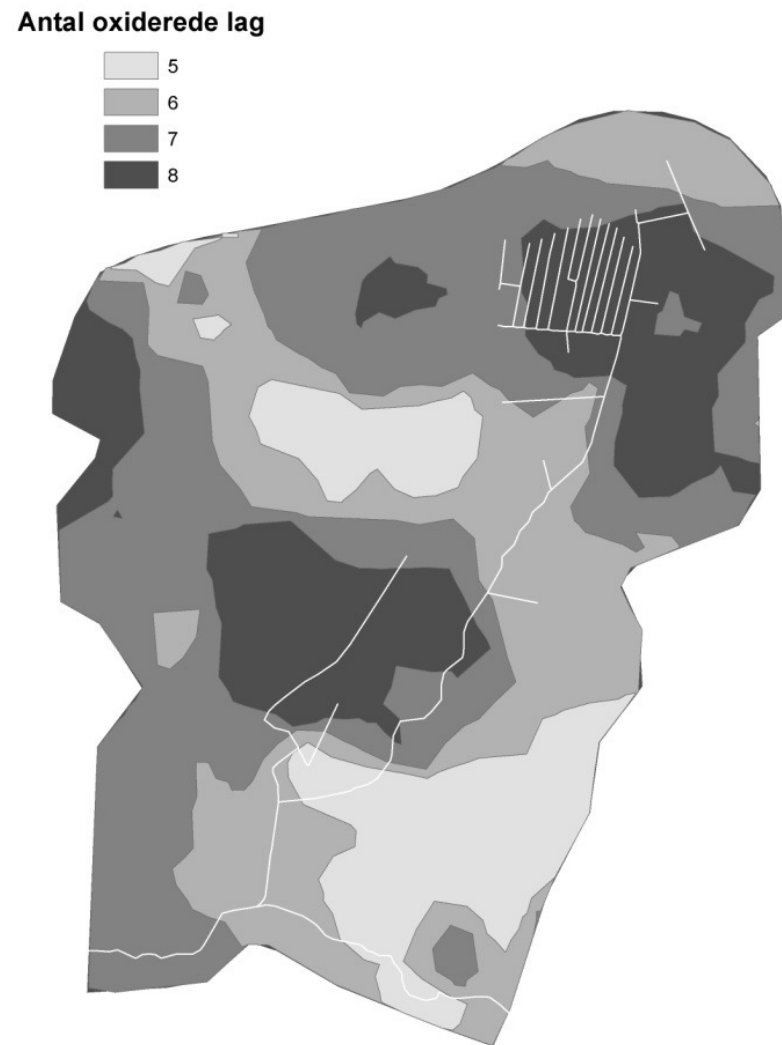
Resultatet af fitningen til laggrænser ses på Figur 41, der viser antallet af oxiderede lag. I områder med 8 oxiderede lag betyder det, at der kun er reducerede forhold i det nederste beregningslag (lag 9). Antallet af oxiderede lag er ikke nødvendigvis et udtryk for redoxfrontens dybde, da der ikke tages hensyn til lagtykkelsen. Et område med mange oxiderede beregningslag kan således blot være et udtryk for at beregningslagene er tynde.

Redoxfront terræn - 33 m



Figur 41: Antal oxiderede lag ved redoxfront 33 m.u.t

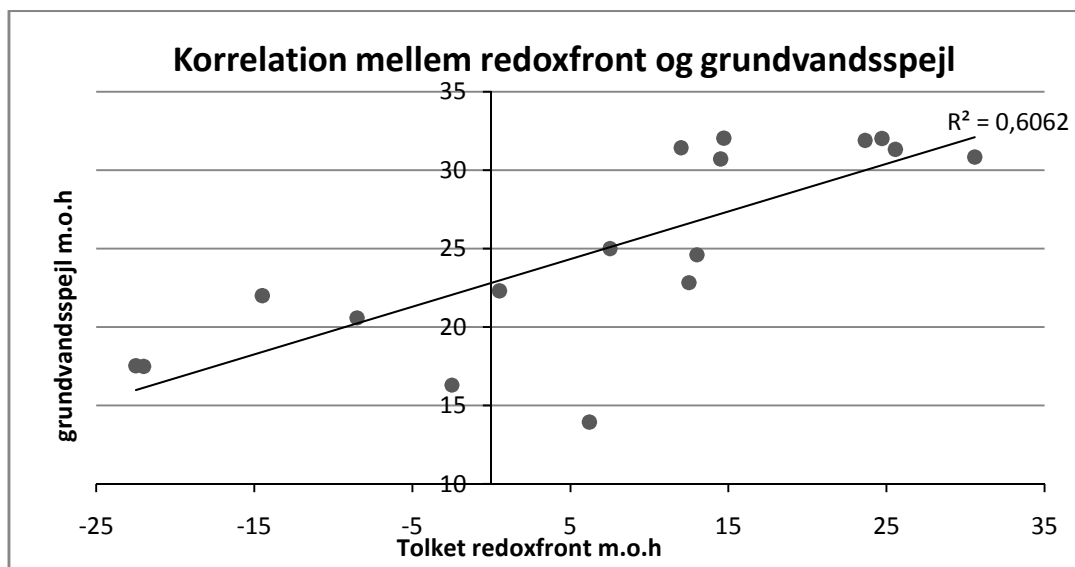
Redoxfront gvs-18 m



Figur 42: Antal oxiderede lag ved redoxfront 18 m.u.grundvandsspejl

Redoxfront ud fra korrelation med grundvandsspejl

Umiddelbart forventes det at det i højere grad er grundvandsspejlets placering, der har betydning for redoxfrontens placering end terrænkoten, men at terrænkoten er bedre fastsat. Under grundvandsspejlet er iltens diffusionshastighed lav, hvilket relativt hurtigt resulterer i iltfrie forhold. Af Figur 43 ses det også, at der er en vis sammenhæng mellem redoxkoten og koten for grundvandsspejlet.



Figur 43: Korrelation mellem redoxkote i boringer og grundvandsspejl

Redoxfronten ligger gennemsnitligt 18 m under grundvandsspejlet. En forklaring på at der findes nitrat så langt under grundvandsspejlet kan være de højerpermeable sand- og grusaflejringer med en høj strømningshastighed, hvor vandet strømmer hurtigt og når langt ned før det reduceres (se evt. Bilag 7). For mere lavpermeable sedimenter ville det forventes at redoxfronten lå tættere på grundvandsspejlet. Lerlaget virker formentlig som en beskyttelse af det nederste sandlag, hvor der overordnet set kan forventes lavere nitratkoncentrationer. Det grundvand der ligger over lerlaget har ingen beskyttende dæklag, og det kan forventes at reduktionen her er beskeden. Figur 42 viser redoxfronten tilpasset grundvandsmodellens beregningslag.

Redoxfront interpoleret

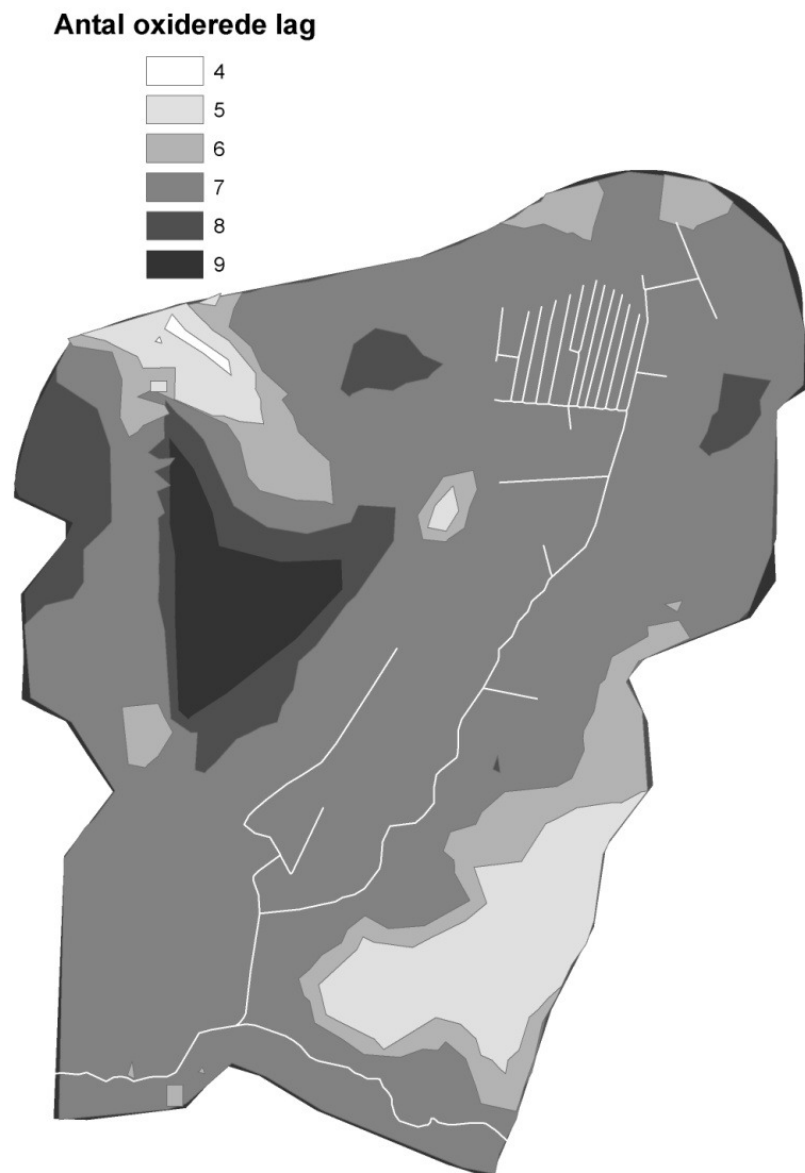
Den tredje type redoxfront er fundet på baggrund af:

- Interpolation mellem boringer med observeret redoxfront
- Udstrømningsområde
- Korrelation med grundvandsspejl

I den nordvestlige del af området med mange punktobservationer af redoxfronten (se Figur 39), interpoleres redoxfrontens placering. Det resterende opland opdeles i hhv. udstrømnings og indstrømningsområde (jf. Afsnit 4.3 Vandafstrømning og redoxforhold). Hvor grundvandsspejlet står mindre

end 1,5 mut defineres det som udstrømningsområde (opadgående vandbevægelse). Boreoplysningerne indikerer at redoxfronten i nogle boringer ligger under lerlaget (det nederste sandlag), men grundet det sparsomme datagrundlag antages det at vand- og N-transport generelt set begrænses af lerlaget. Derfor sættes redoxfronten i udstrømningsområder til toppen af lerlaget. I indstrømningsområder fastlægges redoxfronten som korrelation mellem grundvandsspejl og redoxfront (grundvandsspejl – 18 m). Figur 44 viser redoxfronten ved kombination af ovenstående data.

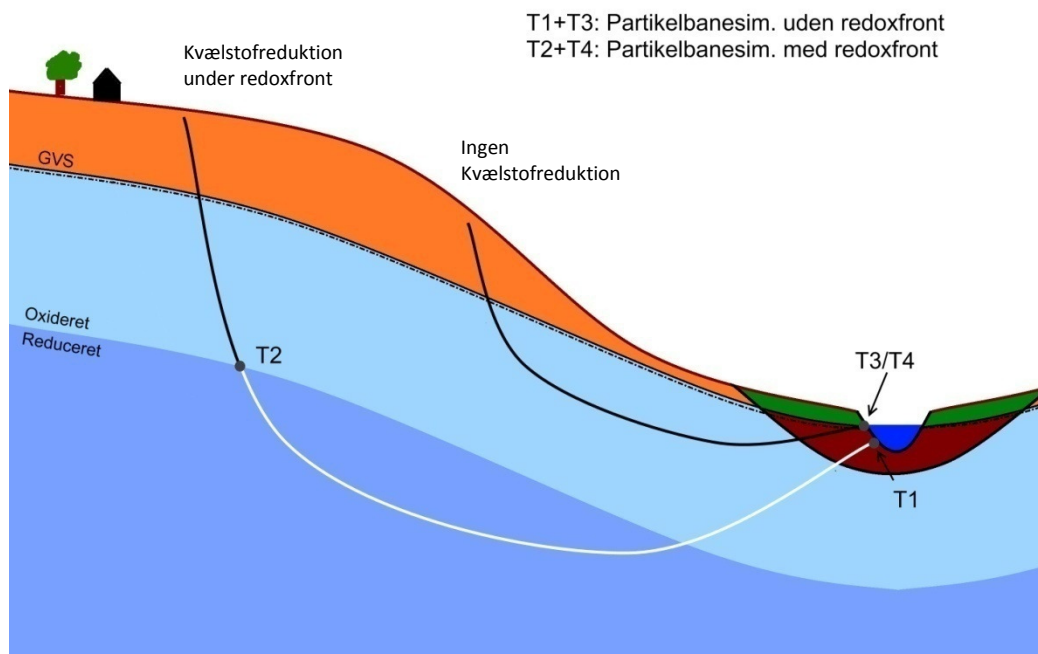
Redoxfront interpoleret



Figur 44: Antal oxiderede lag ved redoxfront interpoleret

Beregning af kvælstofreduktion under redoxfront

Redoxfronten indgår i de modelberegninger, som udpeget de N-følsomme arealer. Ved at sammenligne tiden mellem en partikelbanesimulering uden redoxfront og en partikelbanesimulering med redoxfront, kan områderne kortlægges. Princippet fremgår af Figur 45.



Figur 45: Beregning af N-reduktion under redoxfront

Der gælder at:

- $T1 > T2 \rightarrow$ N-reduktion under redoxfront
- $T3 = T4 \rightarrow$ Ingen N-reduktion under redoxfront

I de områder hvor de to partikelbanesimuleringer (med/uden redoxfront) har forskellig transporttid vil der ske en 100 % N-reduktion, mens områder hvor partikelbanerne har samme transporttid i mere eller mindre grad bidrager med kvælstof (afhængig af N-reduktion i tørveaflejringer).

7.3 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer

I tørveaflejringer reduceres kvælstof primært ved en biologisk denitrifikation, hvor halveringstiden er omkring 1-2 år (en halveringstid på 1 år giver en halvering i N-koncentrationen).

Kvantificering af N-reduktion i ådalsmagasinet vanskeliggøres af dets heterogene geologiske opbygning og de stærkt varierende geokemiske forhold, da der kan være vekslende reducerede og oxiderede forhold ned gennem ådalspakken. Nogle steder vil kvælstof stort set passere uden reduktion, mens den fjernes momentant andre steder.

Denne geologiske heterogenitet betyder at ådalsmagasinets redoxforhold ikke kan beskrives entydigt. Generelt set vil der øverst være et oxideret tørvelag (evt. med sekvenser af reducerede zoner) med et højt organisk indhold, hvorunder der findes reducerede tørvelag, oftest med nitratreduktion.

Tørveaflejringerne heterogenitet kan ikke beskrives med numeriske beregningsmodeller. For alligevel at tage højde for tørvens reduktionskapacitet kan 1. ordens nedbrydning benyttes som kompensation. Dette giver ikke den korrekte beskrivelse af processerne, men fungerer som empirisk fitning, hvor det antages at nedbrydningen er ens i tørvelagene i modellen, svarende til at der er homogene redoxforhold. Selvom anvendelse af den empiriske fitning måske resulterer i det rigtige resultat, kan det rigtige resultat fremkomme af forkerte antagelser af tørvens reduktionsforhold. [Pers. com. Jens Christian Refsgaard]

Kvælstof reduceres ved en 1. ordens nedbrydning efter følgende formel [Spitz & Moreno, 1996]:

$$C = C_0 * e^{-\lambda t} \quad \text{hvor} \quad \lambda = \ln(2)/T_{1/2}$$

og

C: N-koncentration til tiden t

C₀: N-koncentrationen til tiden 0

λ: Nedbrydningsrate der karakteriserer N-reduktion

T_{1/2}: Halveringstiden for kvælstof

C₀ er N-koncentrationen lige inden vandet strømmer ind i tørv, og antages at svare til N-koncentration i rodzone, mens C er vandets nitratkoncentration efter at vandet er strømmet igennem tørv. Antagelsen vedr. C₀ benyttes, selvom der reelt sker en vis nedbrydning undervejs ml. rodzone og tørv.

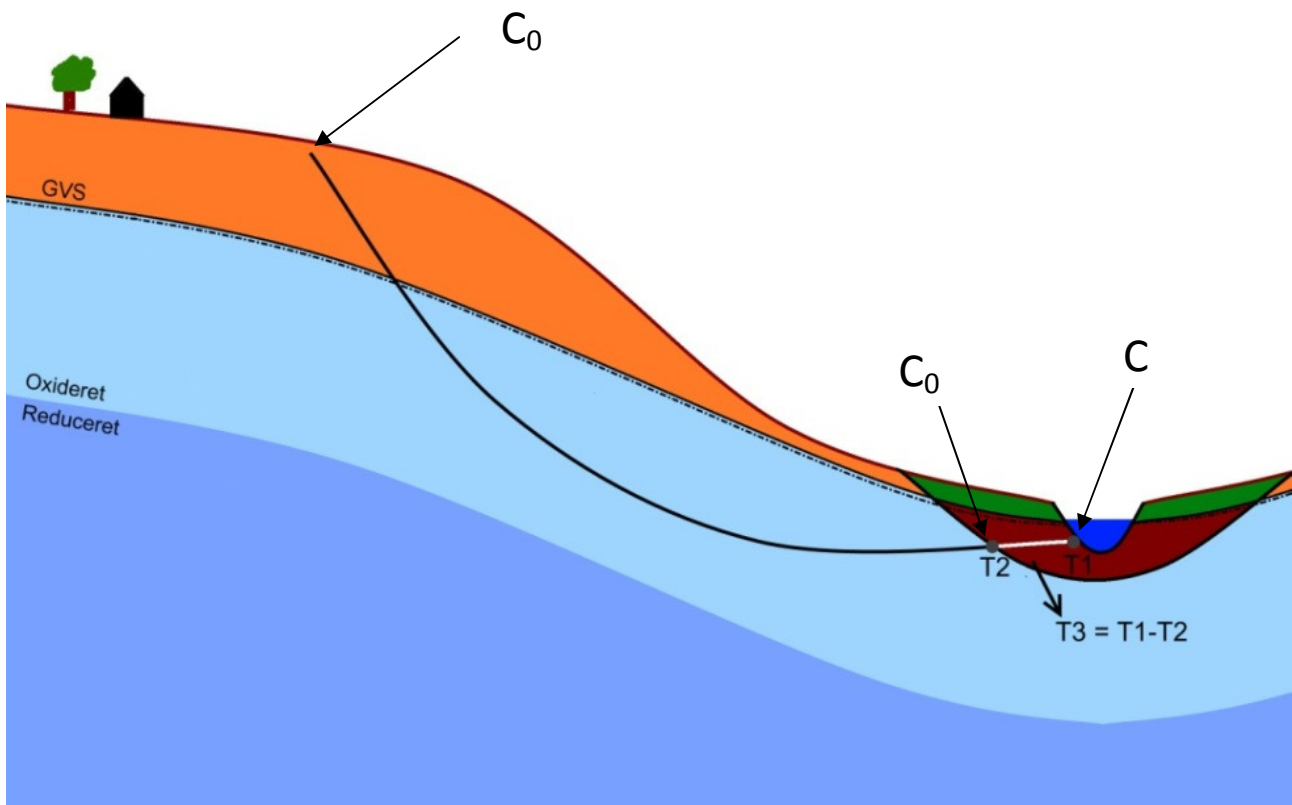
Tørveaflejringerne udstrækning er fundet ved at sammenholde jordartskort 1:200.000 og målebordsblade (jf. Figur 32). For målebordsblade er det antaget, at der er tørveaflejringer i de vandlidende områder. Tørvelagets tykkelse er sat til 2,5 m og der antages at være min. 3 % biotilgængeligt organisk kulstof svarende til at der kan ske denitrifikation i tørv. N-reduktionen i tørv vil tage udgangspunkt i en beregning af kvælstofs opholdstid i tørveaflejringerne. Dette gøres rent teknisk ved at beregne tidsforskellen (T₃) mellem kvælstofpartiklens totale transporttid (T₁) og dens transport indtil tørveaflejringerne (T₂), se Figur 46.

Ud fra 1. ordens nedbrydning kan forholdet ml. C₀ og C beregnes, som angiver den procentmæssige N-reduktion ml. rodzone og vandløb, dvs. rodzone-recipient relationen:

$$C/C_0 = \text{rodzone-recipient relation}$$

Følgende eksempler viser sammenhængen mellem N-koncentrationer og den procentvise nitratreduktion:

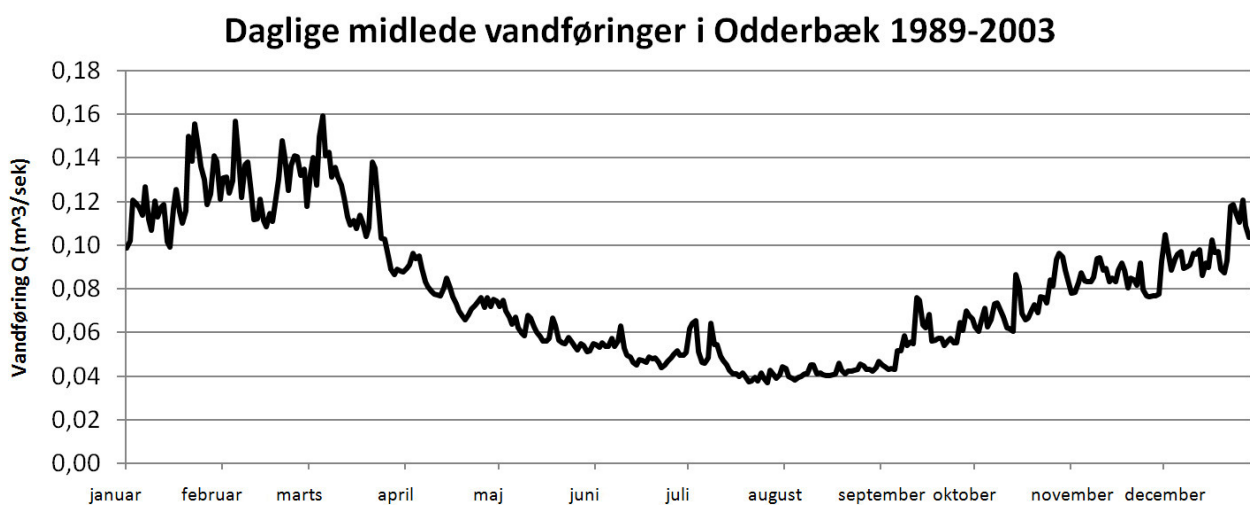
$C = C_0$	0 % nitratreduktion
$C = \frac{1}{2}C_0$	50 % nitratreduktion
$C = 0$	100 % nitratreduktion



Figur 46: Beregning af reduktion i tørvepakke (forhold ml. C_0 og C) ud fra opholdstiden, T_3

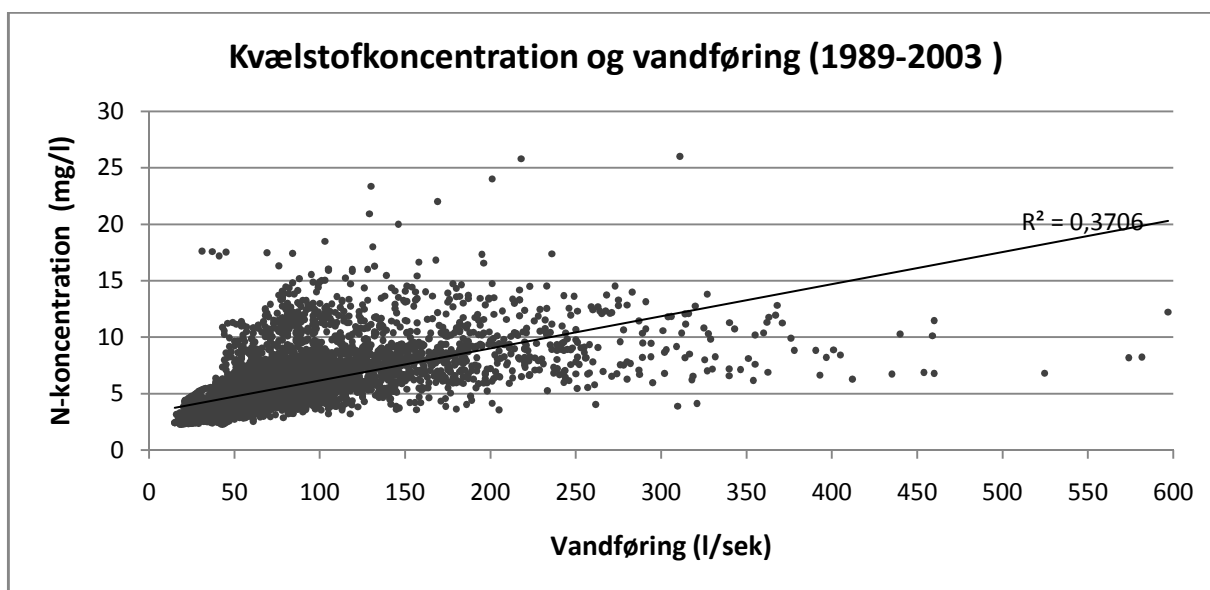
7.4 Vandføring og kvælstoftransport i Oddebæk

Det er vigtigt at forstå vandets strømningsveje i oplandet for at kunne analysere hvor N-reduktionen foregår. Der er målt daglige vandføringer i Oddebæk ved udløbet til Lerkenfeldt Å i perioden 1989-2003, se Bilag 5. Den gennemsnitlige vandføring er på 80 l/s, og har en lav variation hen over året, se Figur 47. Den stabile vandføring antyder at Oddebæk har god hydraulisk kontakt til grundvandsmagasinet. Medianminimumsvandføringen vurderes til at ligge på omkring 40 l/sek.



Figur 47: Daglige midlede vandføringer i Oddebæk for perioden 1989-2003.

Der vil forventes en sammenhæng mellem vandføring og N-transport. En øget vandføring vil sammen med en konstant N-koncentrationen i vandløbet øge den totale N-transport. En korrelation mellem vandføring og N-koncentration viser som forventet, at der er en lineær sammenhæng, se Figur 48 og evt. Bilag 5. Måske ville der kunne forventes en relativt højere N-transport ved højere vandføringer, da en stor del af vandløbets vandføring i disse situationer kunne forventes at komme fra tilstrømning af ureduceret vand fra hurtig afstrømning og dræn, men umiddelbart er dette ikke tilfældet ud fra Figur 48. Imidlertid skal der tages højde for at det ikke nødvendigvis er det korrekte billede, da der i perioder af året kan være høje vandføringer, men mindre N-koncentrationer hvis der ikke er særlig store kvælstofmængder i jorden og dermed mindre sandsynlighed for udvaskning.



Figur 48: Vandføring og N-transport ved station 13.14 nær udløbet til Lerkenfeldt Å i perioden 1989-2003. Data fra [Miljøcenter Aalborg, 2008]

8. Resultater for vand- og kvælstoftransport

Kapitlets formål er at præsentere resultaterne for vand- og N-transport. Først vises resultaterne for kalibreringen af grundvandsmodellen, der efterfølgende anvendes til at beregne N-reduktion under redoxfronten og i tørv med henblik på at udpege de N-følsomme arealer. Der vil endvidere foretages tidskorrigerede beregninger over N-tilførslen til vandløbet fra år til år, hvor der tages hensyn til vandets tidsforsinkelse mellem rodzone og vandløb.

8.1 Resultater for vandtransport

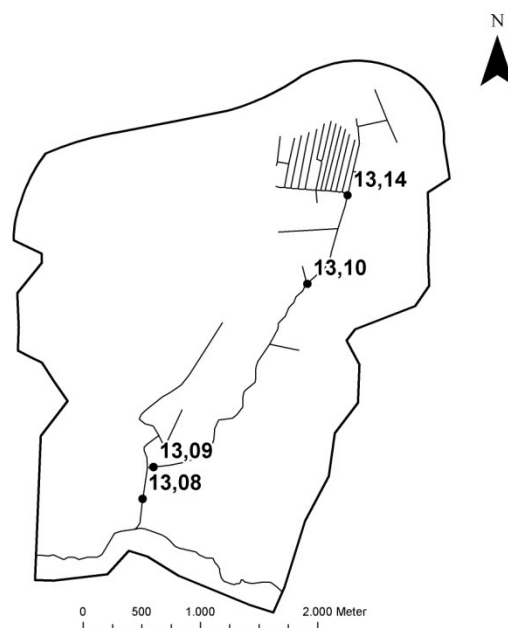
Når den konceptuelle modelforståelse er fastlagt, kalibreres grundvandsmodellen således at den beskriver de fysiske forhold bedst muligt. Kalibrering sker for at minimere afvigelsen mellem observerede og simulerede værdier for trykniveauer og vandføringer.

Principielt set bør alle parameterverdier, der er behæftet med en vis usikkerhed, inddrages i kalibreringen. Kalibreringen foretages som en manuel kalibrering ved "trial-and-error" princippet, hvor der kalibreres gennem en iterativ proces hvor parameterverdierne (hydraulisk ledningsevne, lækagekoefficient, drænkoefficient) justeres så fejl mellem observerede og simulerede værdier minimeres.

Modellen kalibreres både ud fra årsmidlede 1991-2003-trykniveauer og ud fra vandføringsmålinger ved fire vandføringsstationer i Oddebæk-vandsystemet (se Figur 49). Data for midlede 1991-2003-trykniveauer er fastlagt ud fra boringsrapporter i GEUS' Jupiter-database, hvor der er tidsserier over den enkelte borings trykniveau. For vandføringerne gælder det at der er forskel på hvilke tidsperioder der foreligger data for, se Tabel 10. Kun en vandføringsstation, Station 13.08, der ligger nær udløbet til Lerkenfeldt Å har vandføringsmålinger frem til 2003.

Tabel 10: Vandføringsstationer i oplandet

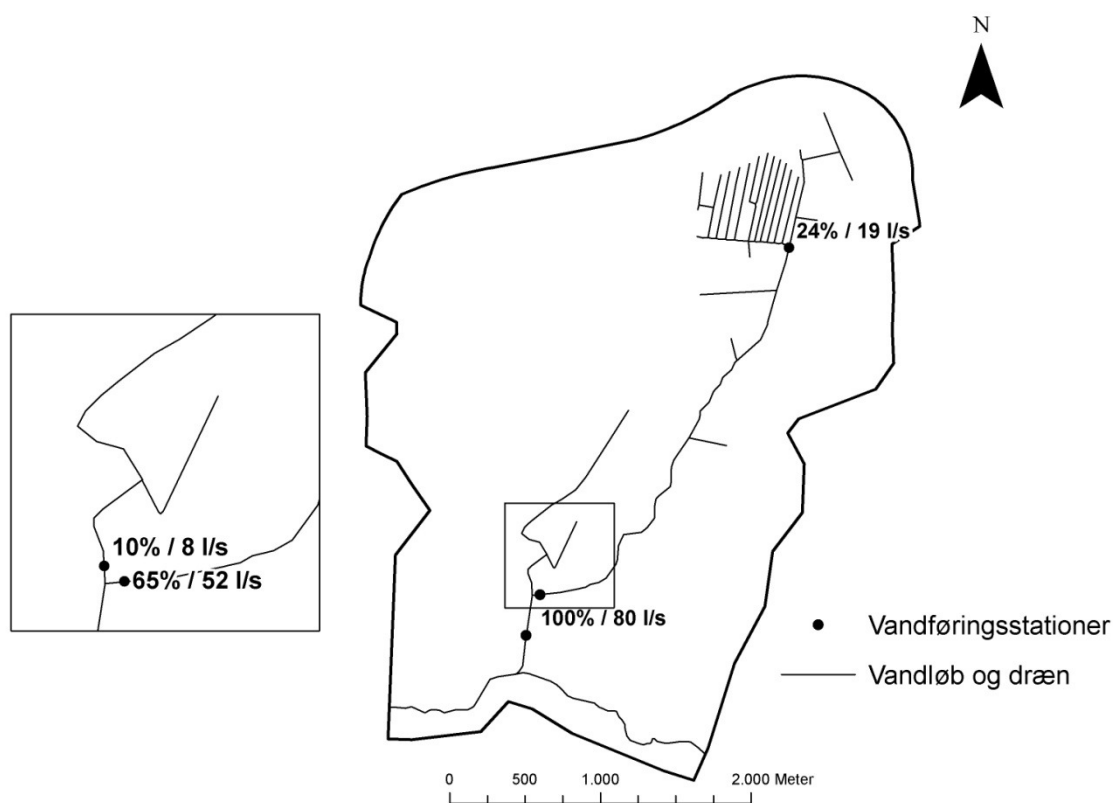
St. nummer	Placering	Periode
St. 13.14	Oddebæk ved Riskjær	1989-1997
St. 13.09	Afløb fra Gislum Enge	1989-1992
St. 13.08	Før udløb til Lerkenfeldt Å	1989-2003



Figur 49: Vandføringsstationer angivet med st. nr.

Hvor stor en del af den samlede vandføring (ved St. 13.08) som de enkelte vandløbsstrækninger bidrager med analyseres for perioden 1989-1992. I denne periode er der tidsserier for vandføringen ved alle fire stationer, se Figur 50 og Bilag 8. Det vælges derfor at opskalere tidsserierne for de forskellige vandføringsstationer ved hjælp af det relative forhold mellem vandføringen ved stationerne. Den nordligste vandføringsstation syd for Riskjær (st. 13.14) bidrager med 24 % af den samlede vandføring i perioden 1989-1992. Ved stationen før Afløb fra Gislum Enge (st. 13.09) er vandføringen 65 % af den samlede vandføring. Den resterende vandføring på 35 % kommer hhv. fra Afløb fra Gislum Enge og fra det øvrige opland mellem St. 13.09 og 13.08. For at finde hvor stor en del af den samlede vandføring der stammer fra Afløb fra Gislum enge blev der under en felttur til projektlokaliteten estimeret at det er 10 %.

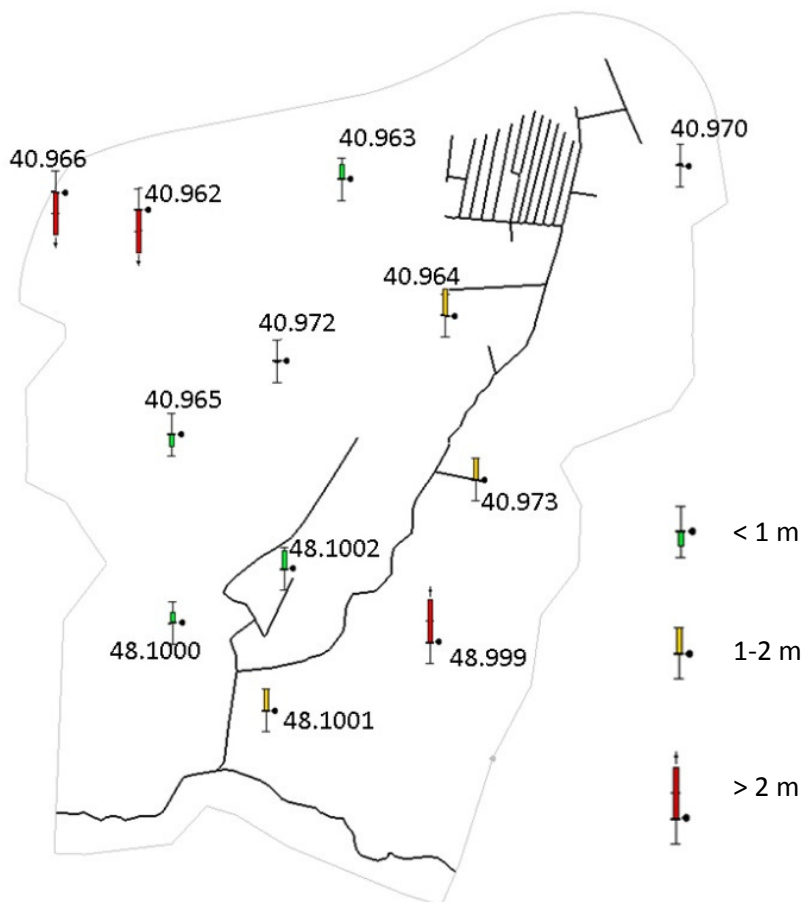
Det antages at det relative forhold mellem vandføringen ved stationerne kan overføres til at gælde for hele perioden 1991-2003. Herved fås at vandføringen er fordelt med omkring 19 l/s ved Riskjæret (St. 13.14), 52 l/s før Afløb fra Gislum Enge løber til Odderbæk (St. 13.09) og 8 l/s fra afløb Gislum Enge, mens den samlede vandføring nær udløbet i Lerkenfeldt Å er 80 l/s (Figur 50).



Figur 50: Estimeret vandføring på delstrækninger (1991-2003).

Ud over at kalibrere ind efter årsmidlede vandføringer, kalibreres der efter trykniveau i borer. Tabel 11 viser observerede og simulerede trykniveauer for de 12 trykniveaumålinger for perioden 1991-2003. Det ses at 9 ud af 12 trykniveauer simuleres indenfor 2 m. Der er en tendens til for høje trykniveauer, men da grundvandsmodellen er kalibreret ind efter både trykniveauer, vandføringer samt efterfølgende tilpasning ift. simulering af N-transport, er det vanskeligt at få alle parametre til at passe (se Figur 51).

Det har ikke været muligt at simulere det korrekte trykniveau for de to borer mod nordvest. Dette skyldes primært problemer vedr. den konceptuelle beskrivelse af de geologiske lag, sekundært vand eller lavpermeable zoner.



Figur 51: Afvigelse mellem observerede og simulerede trykniveauer i borer (skærmpoint fra GMS) samt angivelse af DGU nr.

Tabel 11: Observerede og simulerede trykniveauer, for placering af borer se Figur 51

DGU nr.	Observeret trykniveau (m)	Simuleret trykniveau (m)	Afvigelse (m)
40.966	35,2	26,3	-8,9
40.962	30,2	26,0	-4,2
40.963	24,0	24,7	0,7
40.970	23,0	23,1	0,1
40.964	20,7	21,9	1,2
40.965	23,0	22,4	0,6
40.972	23,5	23,4	-0,1
48.1000	16,2	16,7	0,5
48.1002	17,7	18,5	0,8
48.999	16,0	18,2	2,2
40.973	18,8	19,8	1,0
48.1001	14,9	15,9	1,0

I nedenstående tabeller ses modellens parameterværdier efter kalibreringen (se Tabel 12, Tabel 13, Tabel 14 og Tabel 15). I kalibreringen fastholdes et forhold mellem parameterværdierne hydraulisk ledningsevne og lækagekoefficient, således at fx drængrøfternes lækagekoefficient altid er højere end på de resterende vandløbsstrækninger. På grund af høj simulering af vandføringen, er nettonedbøren nedjusteret fra 340 mm/år til 280 mm/år.

Tabel 12: Kalibrerede værdier for hydraulisk ledningsevne

Geologisk lag	Horisontal hydraulisk ledningsevne [m/s]	Vertikal hydraulisk ledningsevne [m/s]
Tørv	$1,0e^{-6}$	$1,0e^{-7}$
Topsand	$2,6e^{-4}$	$2,6e^{-5}$
Lerlinser	$5,0e^{-6}$	$5,0e^{-7}$
Lerlag	$6,0e^{-7}$	$6,0e^{-8}$
Bundsand	$1,0e^{-4}$	$5,0e^{-5}$

Tabel 13: Kalibrerede værdier for lækagekoefficient

Vandløb	Lækagekoefficient [s^{-1}]
Odderbæk	$1,0e^{-5}$
Lerkenfeldt Å	$8,0e^{-5}$
Drængrøfter	$5,0e^{-4}$

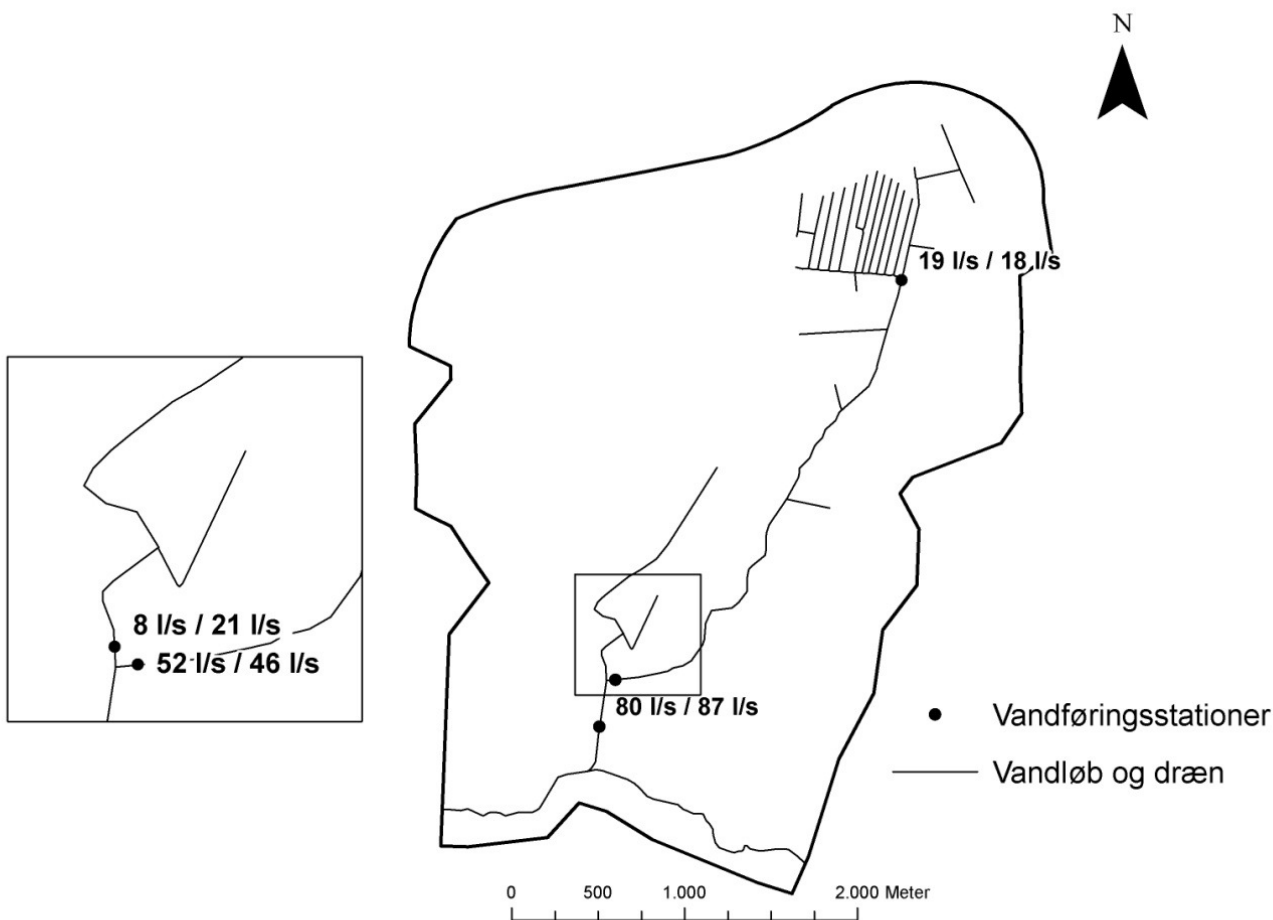
Tabel 14: Kalibreret værdi for drænkoefficient

Dræn	Drænkoefficient [s^{-1}]
Drænedede områder	$5,0e^{-5}$

Tabel 15: Kalibreret værdi for nettonedbør

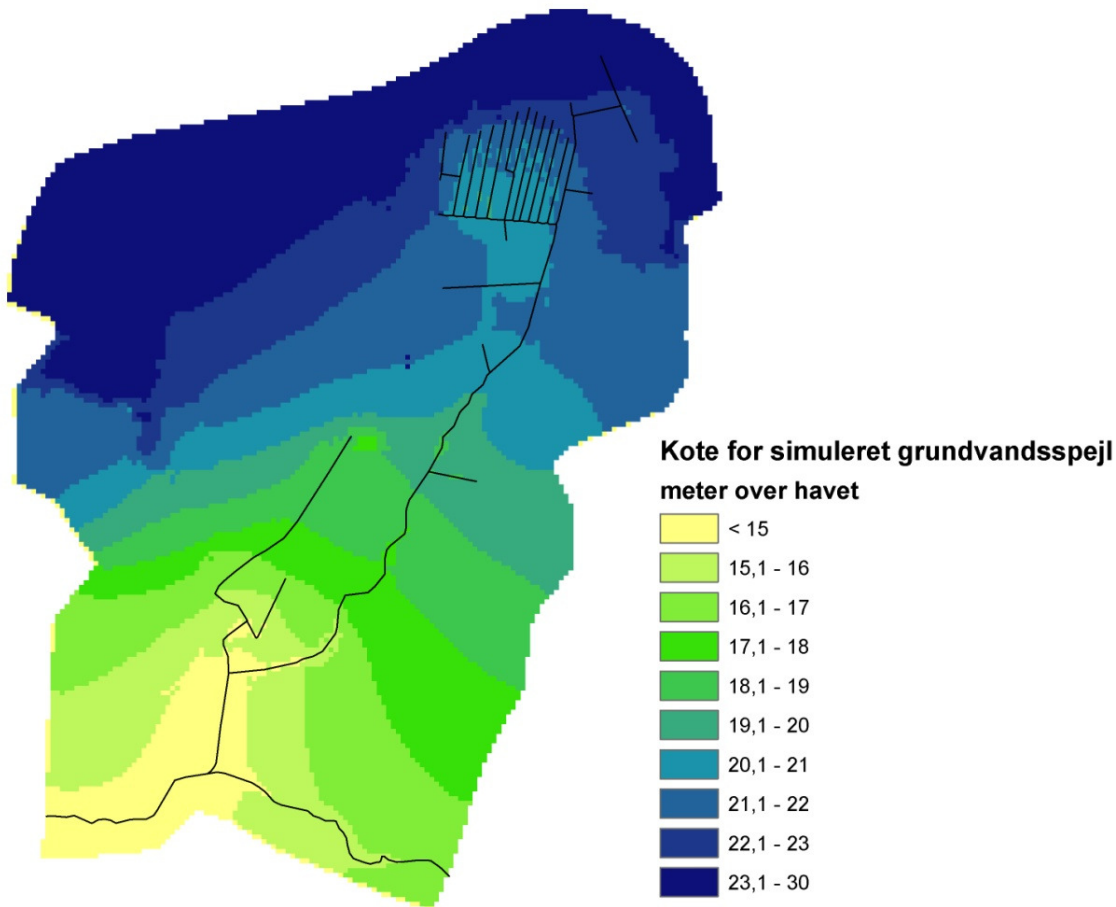
	Nettonedbør (mm/år)
Nettonedbør	280

De simulerede vandføringer stemmer overens med de observerede, med lave afgivelser på et par liter (se Figur 52). Det har været vanskeligst at kalibrere Afløb fra Gislum Enge ind, og der simuleres 21 l/s set i forhold til den observerede på 8 l/s.



Figur 52: Observerede vs. simulerede vandføringer (Q-obs / Q-sim)

Den færdigkalibrerede model giver en placering af grundvandsspejlet som ses på Figur 53. Grundvandsspejlet viser de overordnede strømningsveje, da grundvandsstrømningerne generelt går fra højt tryk (højtbeliggende vandspejl) til lavt tryk (lavtbeliggende vandspejl). Grundvandsstrømningen går vinkelret på potentialelinierne (med ens trykniveau), hvilket betyder at grundvandsstrømningerne i nogen grad kan beskrives ud fra grundvandsspejlets placering. Det generelle strømningmønster er, at der overordnet er en faldende kote ned mod Lerkenfeldt Å med det laveste grundvandsspejl i den sydvestlige del af modelområdet. Koten for grundvandsspejlet korrelerer i nogen grad med terrænforholdene, således at koten for grundvandsspejlet generelt er lav, når terrænkoten er lav. Det ses at Odderbæk virker trykafastende og med lavere grundvandsspejl tæt på vandløbet. Ved Riskjær falder grundvandsspejlet, da det er lavtliggende og drænet og er trykafastende for den nordlige del.



Figur 53: Kote for simuleret grundvandsspejl (udtræk fra GMS)

8.1.2 Potentielt kvælstofopland og opholdstid i mættet zone

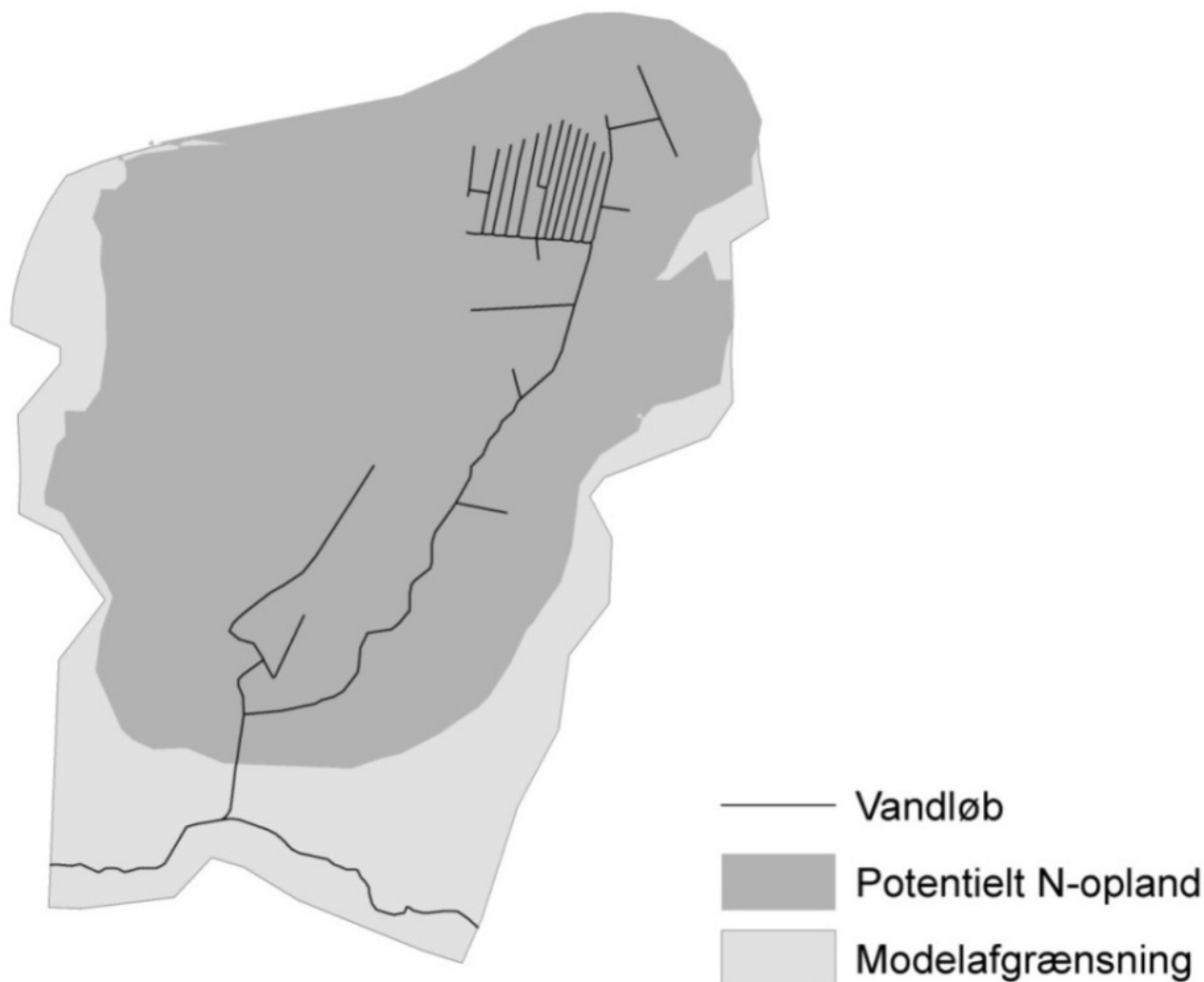
Ved anvendelse af ovenstående kalibrerede grundvandsmodel kan det potentielle N-opland beregnes, dvs. det område som Odderbæk, ifølge modelberegningerne, modtager vand fra.

- *Potentielt N-opland: Modelberegnet hydrologisk opland til Odderbæk*

Det potentielle N-opland anvendes til at vurdere hvor stort et område Odderbæk ville modtage kvælstof fra, hvis der hverken var reduktion under redoxfront eller i tørveaflejringer i ådal. Forholdet mellem den totale udvaskning fra det potentielle N-opland og N-transporten i Odderbæk er et udtryk for oplandets samlede N-reduktionsevne, der for Odderbæk er 74-77 % (jf. Afsnit 7.1 Rodzoneudvaskning og samlet oplandsreduktion).

For at finde det potentielle N-opland tages der udgangspunkt i st. 13.08 hvor vandføring og N-koncentration (dvs. N-transport) er kendt.

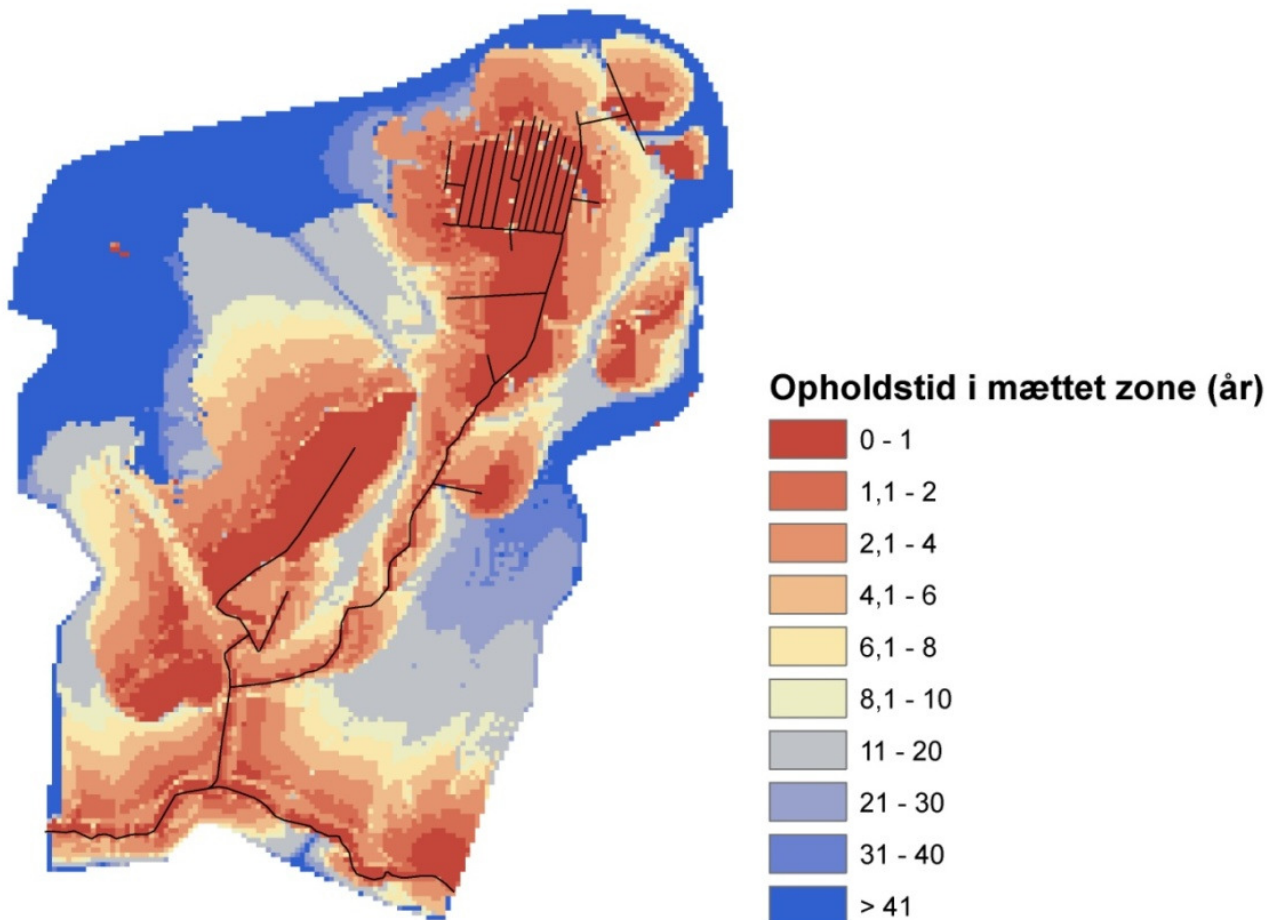
Ved at simulere alle oplandets partikelbaner (i alt 19.041) kan deres xy-slutpunkter plottes i ArcGIS. Alle partikelbaner hvis slutpunkter ender i/omkring Odderbæk bidrager potentielt med kvælstof. Det hydrologiske opland kan dermed findes ved at plote de nævnte partikelbaners xy-startpunkter. Resultatet af dette princip kan ses på Figur 54, som viser det potentielle N-opland.



Figur 54: Potentielt N-opland til Oddebæk (St. 13.08)

Partikelbanesimuleringen beregner, udover start- og slutkoordinat, også opholdstiden mellem grundvandsspejl og vandløb. Figur 55 illustreres vandets opholdstid og det ses at der er en kort opholdstid fra de vandløbsnære områder og de drænedede områder, mens opholdstiden øges længere væk fra vandløbet, pga. en dyberegående strømning ned under lerlaget.

Der er regnet med en effektiv porøsitet på 0.3, hvilket er en typisk værdi for sand. Opholdstiden bruges i *Afsnit 8.2.3 Tidskorrigeret N-tilførsel*, og kan anvendes til at vurdere hvornår en ændring i landbrugspraksis (ændret arealanvendelse), slår igennem i vandløbet. I områder med kort opholdstid vil en ændret landbrugspraksis slå hurtigt igennem i Oddebæk.



Figur 55: Vandets opholdstid i mættet zone (år)

8.2 Resultater for kvælstoftransport

Med baggrund i den opstillede grundvandsmodel beskrives kvælstofs skæbne fra rodzone til vandløb, dvs. hvor N-reduktionen sker. Dette gøres ved at indlægge redoxfront og reducerende zoner i tørveaflejringerne med anvendelse af partikelbanesimuleringer, som beskrevet i *Kapitel 7. Opsætning af model for N-transport*.

8.2.1 Kvælstofreduktion under redoxfronten

Mens det potentielle N-opland angav det område som Odderbæk, ifølge modelberegningerne, modtager vand fra, vil det reelle N-opland angive det område der bidrager med kvælstof til Odderbæk. Det reelle N-opland er derfor det potentielle N-opland fratrukket områder, hvor der fjernes kvælstof under redoxfronten:

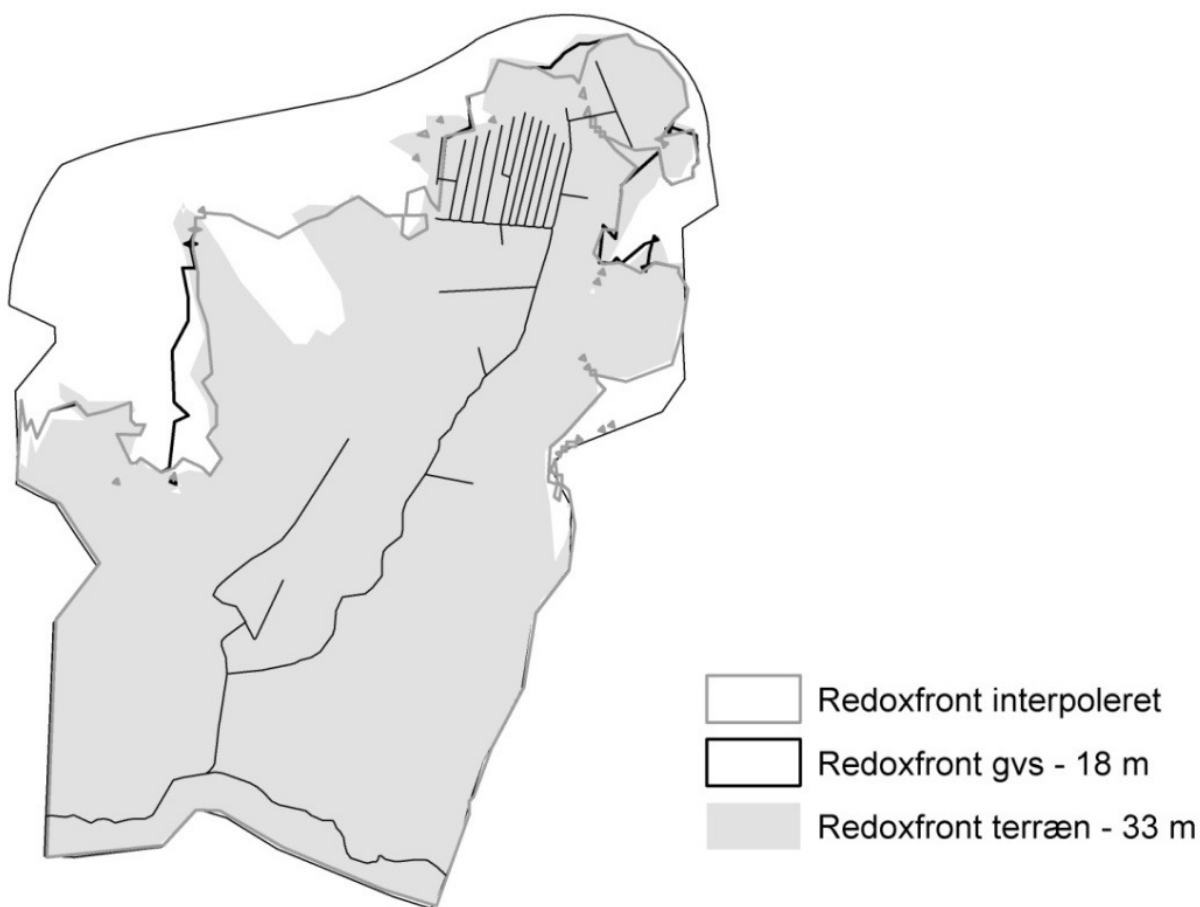
- *Reelt N-opland: Det opland som Odderbæk reelt modtager kvælstof fra*

Beregningen af det reelle N-opland sker ved at beregne hvilke områder hvor partikelbanen stopper ved redoxfronten. De områder hvor partikelbanen ikke stopper ved redoxfronten udgør det reelle N-opland.

Ud fra DMU's DAISY-simuleringer er der beregnet en total rodzoneudvaskning for Odderbæks potentielle N-opland (jf. Figur 54) på 74 ton/år. Da kalibreringen af grundvandsmodellen indebærer en sænkning af nettonedbøren fra 340 mm/år til 280 mm/år (18 % sænkning), vil N-udvaskningen sandsynligvis også være overestimeret. Derfor mindskes den potentielle N-udvaskning med 18 % fra 74 ton/år til 61 ton/år.

Før det reelle N-opland, skal placeringen af redoxfronten bestemmes. Den samlede oplandsreduktion er på 77 % (DMU udvaskningsdata), hvilket betyder at en stor del af det udvaskede kvælstof skal reduceres væk. Der foreligger ikke viden om fordelingen af N-reduktion på de to poster: N-reduktion under redoxfront og N-reduktion i tørv. I første omgang undersøges hvordan N-reduktionen ændrer sig ved at anvende de tre typer redoxfront samt justere dem hhv. et beregningslag op og ned. Herigennem fås en ide om i hvilket interval N-reduktionen under redoxfronten ligger, og tørvereduktionens størrelse. Figur 56 viser det reelle N-opland og størrelsen af N-reduktionen under de tre forskellige redoxfronte.

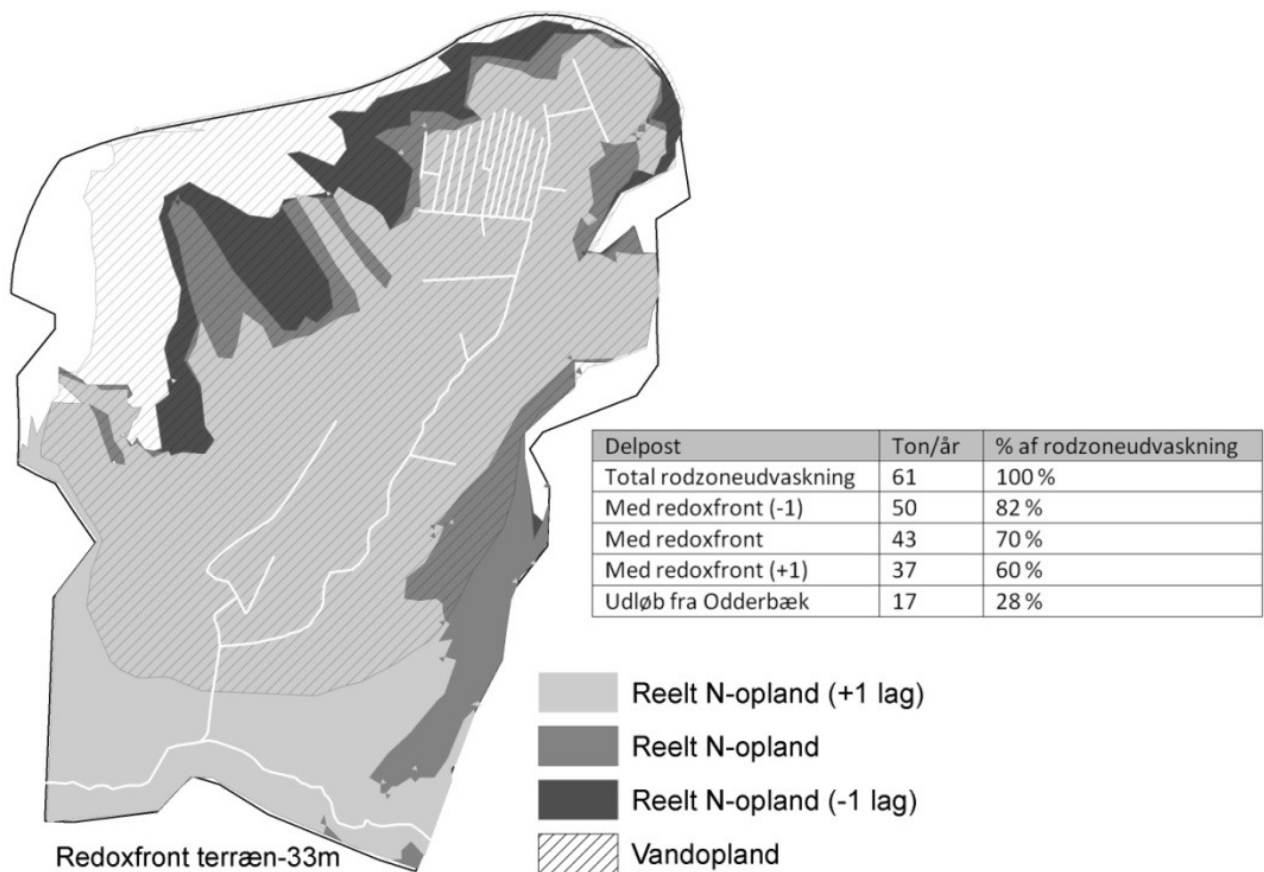
Overordnet set adskiller de tre redoxfronte sig ikke afgørende fra hinanden. Da der ikke er stor forskel, vælges der at regne videre med redoxfront terræn - 33 m, da det formodes at terrænkoten er mere præcist fastsat end koten for grundvandsspejlet og at forholdene ved indstrømnings- og udstrømningsområder reelt set ikke kendes.



Figur 56: Reelt N-opland for de tre redoxfronte

Da redoxfronten er fittet til beregningslag vil der være mulighed for at den ikke har fået den placering der beskriver reduktionen i oplandet bedst muligt og derfor ses der på hvad der sker med N-reduktionen når redoxfronten flyttes hhv. et beregningslag op og ned. Ved at flytte redoxfronten (terræn – 33 m) hhv. et beregningslag op og ned fås et interval, der angiver hvor stort et område der har en reduktion under redoxfronten (se Figur 57). Omregnet ligger N-reduktionen mellem 11 og 24 ton/år, svarende til at der efter N-reduktion under redoxfronten er ml. 37 og 50 ton N/år tilbage. Det vurderes at kvælstofmængden efter N-reduktion under redoxfront ligger nærmere 37 ton/år end 50 ton/år, da reduktionen i tørveaflejringer ellers skulle være meget stor.

En øget N-reduktion kan enten beregnes ved at flytte redoxfronten et beregningslag op, eller øge lerlagets hydrauliske ledningsevne, således at en større del af vandbevægelsen kommer dybere ned. I de efterfølgende beregninger anvendes redoxfront (+1).



Figur 57: Reelt N-opland ved anvendelse af redoxfront - 33 m

8.2.2 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer

N-reduktionen i tørveaflejringer bestemmes ud fra vandets opholdstid i tørveaflejringerne. I drænedede områder løber vandet af 1 mut, hvilket betyder at N-reduktionen her er mindre end i områder der ikke er drænedede, hvor vandets transportvej og dermed opholdstiden er længere. I ikke drænedede områder kan der

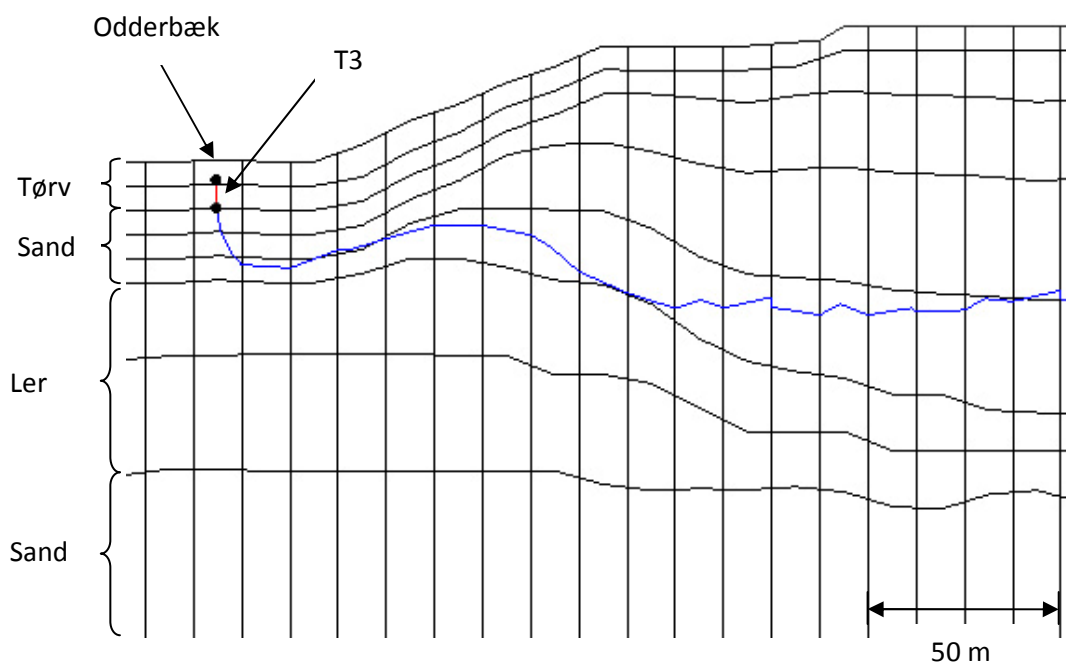
potentielt foregå en reduktion op igennem hele tørvelaget (2,5 m), mens det maksimalt er 1,5 m ved drænedede områder.

Som beskrevet i *Afsnit 7.3 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer*, genereres to partikelbaner for alle modellens celler. En partikelbane der beregner den fulde længde af vandets strømningsvej, mens den anden partikelbane stopper når den rammer tørveaflejringerne. Differencen svarer til opholdstiden i tørven.

Ud fra DAISY-simuleringens nettonedbør og N-udvaskning beregnes en N-koncentration i rodzonevandet, og denne benyttes som koncentrationen lige inden det strømmer ind i tørveaflejringerne. Ud fra formlen for 1. ordens nedbrydning (jf. *Afsnit 7.3 Kvælstofreduktion i tørveaflejringer*) beregnes en slutkoncentration svarende til den koncentration vandet har efter gennemstrømning i tørv. Forholdet mellem start- og slutkoncentration svarer til hvor stor en andel kvælstof fra en given celle, der reduceres mellem rodzone og vandløb – svarende til rodzone-recipient relationen.

Rodzone-recipient relationen varierer mellem 0 (100 % N-reduktion) og 1 (0 % N-reduktion). I en beregningsmæssig sammenhæng er det hensigtsmæssigt med en værdi mellem 0 og 1, da det er relativt let at beregne N-tilførslen til Odderbæk ved at gange rodzone-recipient relationen på N-udvaskningen. Anvendelse af rodzone-recipient relationen i forbindelse med scenarieberegninger gør det nemt hurtigt at generere et nyt tema med N-udvaskning (ændret arealanvendelse) og gange rodzone-recipient relationen på, så der beregnes en ny N-tilførsel til Odderbæk.

Figur 58 viser beregningen af partikelbaner ud fra GMS/MODPATH. Den røde streg angiver strømmingen i tørven, der giver anledning til N-reduktion ud fra opholdstiden T3.



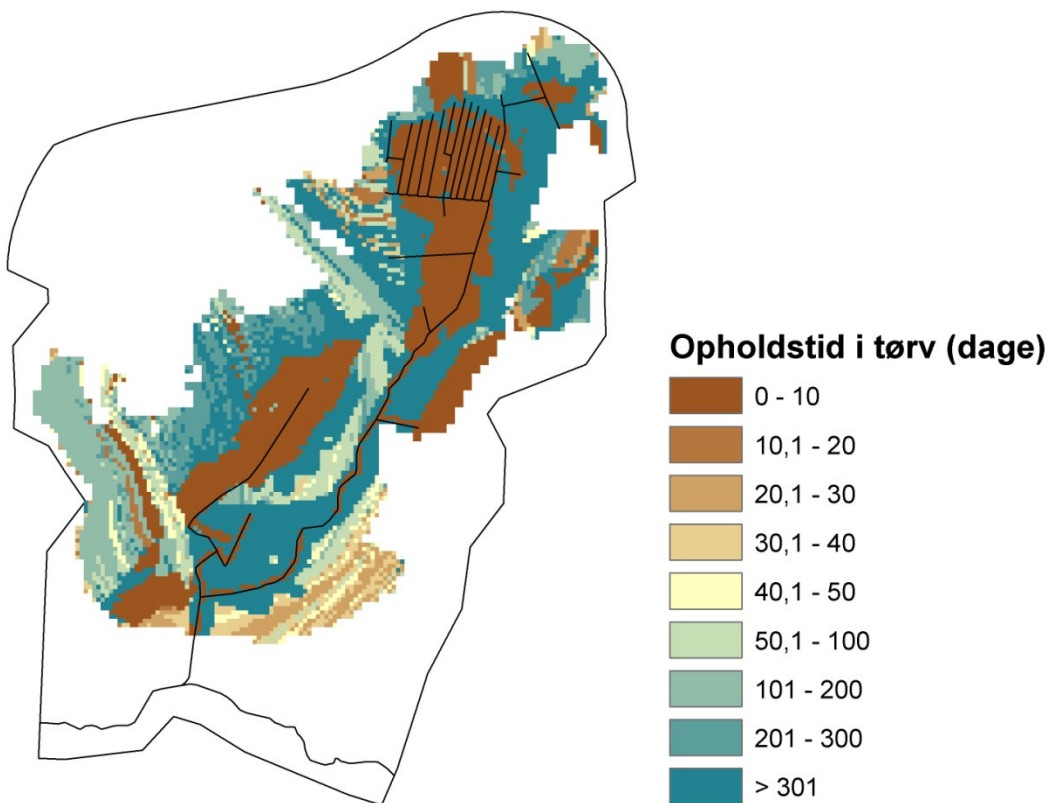
Figur 58: Princip for beregning af opholdstid i tørv vist som et skærmbillede fra GMS.

Ved beregning af en opholdstid i tørv, T3, for cellerne indenfor det reelle N-opland er der kalibreret værdier for effektiv porøsitet som angivet i Tabel 16. Effektiv porøsitet for tørv er øget til 0,6 for at øge tørveaflejringeres samlede N-reduktion.

Tabel 16: Kalibrerede værdier for effektiv porøsitet

Geologisk lag	Effektiv porøsitet
Sand + ler	0,3
Tørv	0,6

Beregning af tørvens opholdstid ses på Figur 59. Kortet viser ikke tørvereduktionen på det aktuelle sted, men opholdstiden i tørveaflejringer for det kvælstof, der udvaskes fra den pågældende celle. En del af de områder med 0-10 dage i tørveaflejringer er områder vil være områder hvor vandet slet ikke passerer gennem vandmættet tørv, som det fx er tilfældet for det område der afvander til et sidedræn til Odderbæk midt på vandløbsstrækningen.

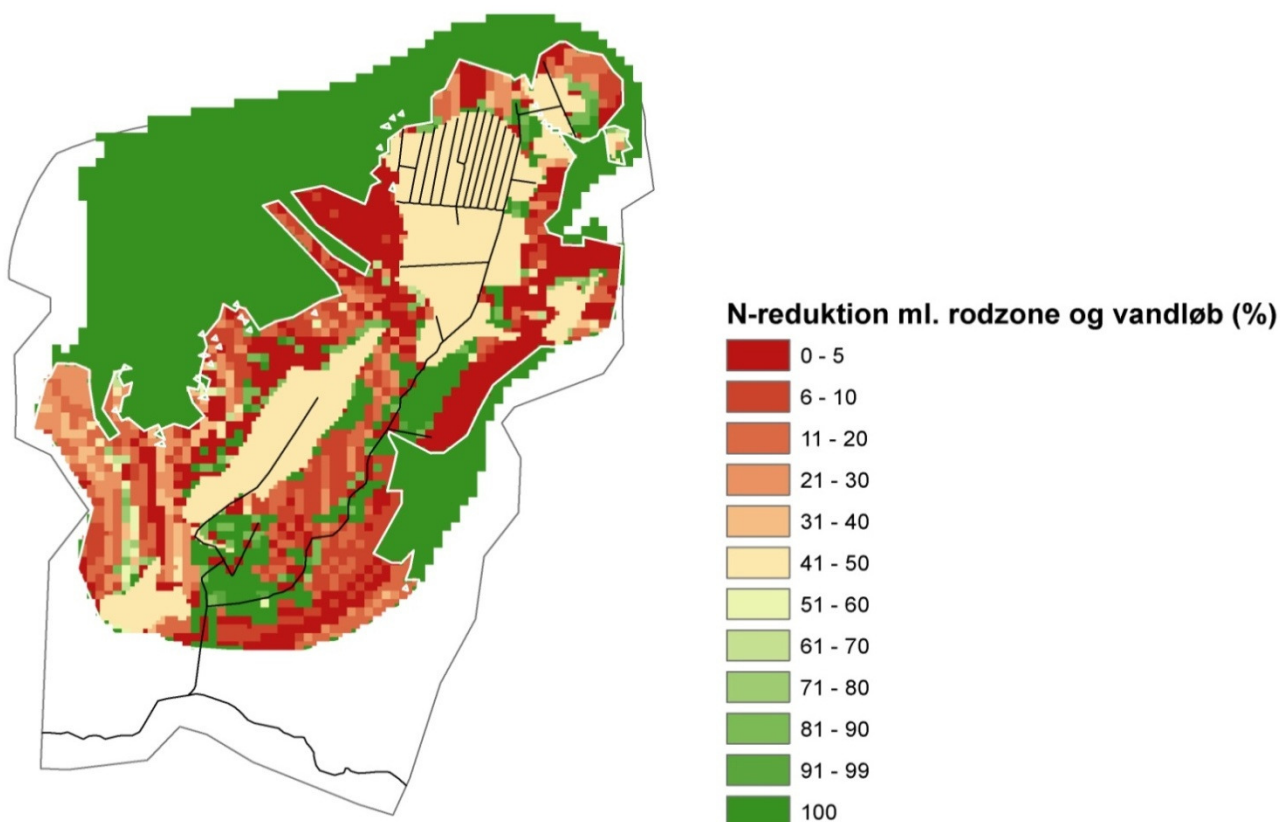


Figur 59: Opholdstid i tørv (dage)

Af kortet ses at kvælstof, der udvaskes fra tørveområderne, generelt set har en lang opholdstid (> 301 dage), da hele partikelbanebevægelsen sker i tørv. Derudover kan vandafstrømning direkte til dræn aflæses som de helt sorte områder med ingen/meget kort opholdstid i tørv.

Ud fra opholdstiden i tørv og start- og slutkoncentration beregnes en rodzone-recipient relation (se Figur 60). Som tidligere beregninger viste, er der et større område mod nordvest, hvor der er en 100 % reduktion af N-udvaskningen (grundet redoxfronten). Det er til gengæld de vandløbsnære arealer, der bidrager med N-, da vandstrømningen her ikke kommer ned under redoxfronten og hvor N-reduktion derfor kun sker i tørveaflejringer. For det reelle N-opland er der en gennemsnitlig N-reduktion på 40 %.

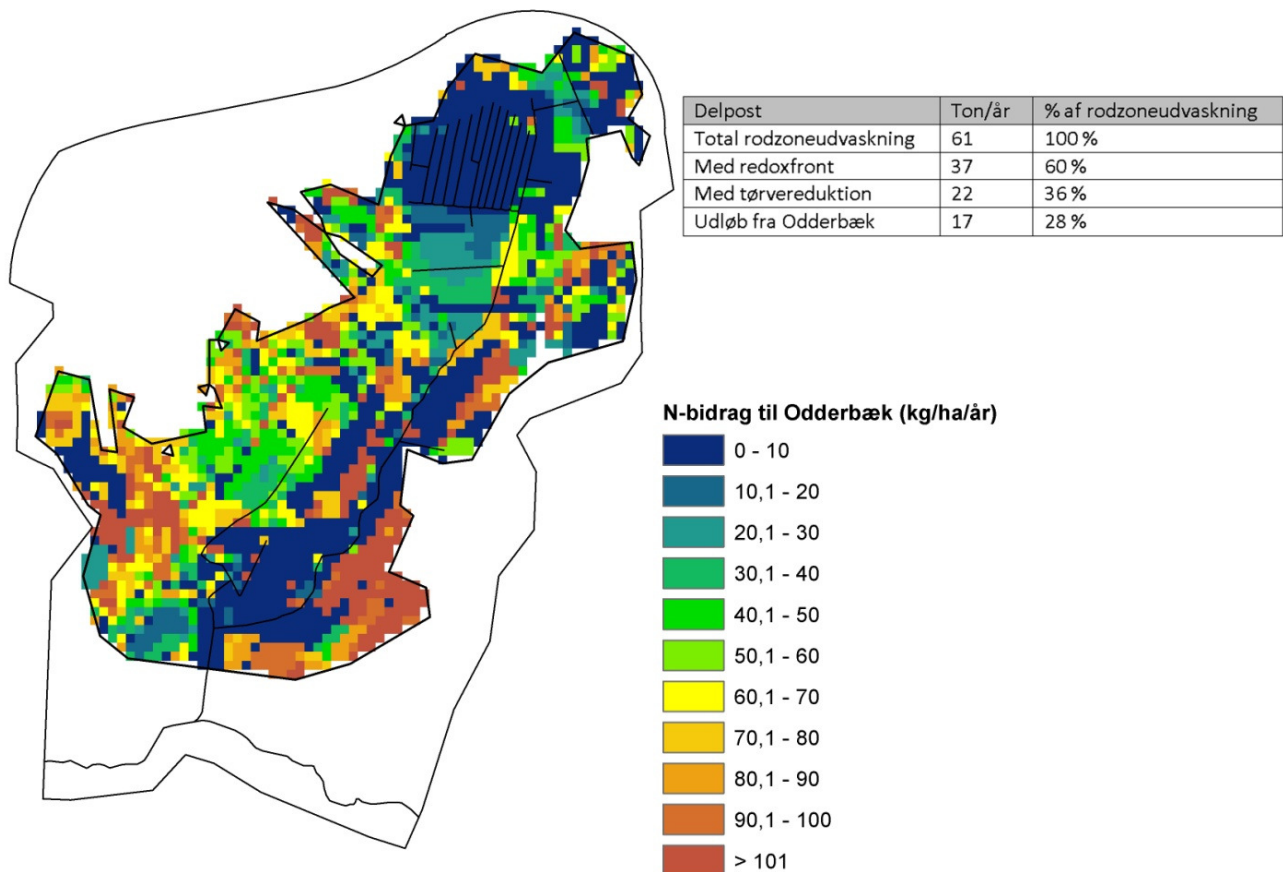
Det er vanskeligt at vurdere størrelsen af N-reduktionen i de drænedes områder med tørv. Det er valgt at sætte N-reduktionen til 50 % i disse områder. Senere beregninger (*Afsnit 8.2.3 Tidskorrigeret N-tilførsel*) tyder på at de drænedes områder spiller en væsentlig rolle for N-tilførslen til Oddebæk.



Figur 60: Andelen af kvælstof der fjernes inden det når vandløbet (rodzone-recipient relation)

Ved at kombinere rodzone-recipient relationen og N-udvaskningsdata kan N-tilførslen til vandløbet beregnes (se Figur 61). N-tilførslen er beregnet til 22 ton/år, hvilket ligger 5 ton over den observerede. Hermed simuleres det at 36 % af den oprindelige N-udvaskning ender i vandløbet, svarende til en samlet oplandsreduktion på ca. 2/3 (100–36 %). Helt overordnet sker ca. 60 % af den samlede N-reduktion under redoxfront, mens de sidste 40 % sker i tørv.

Figur 61 viser at N-tilførslen er lille i de helt vandløbsnære områder (områder med tørv), da hele vandbevægelsen fra rodzone til vandløb foregår i tørv. De områder der ligger udenfor tørveaflejringer har en større N-tilførsel, da det enten strømmer direkte op i vandløbsbunden eller kun i begrænset omfang strømmer i tørveaflejringerne.



Figur 61: Beregnet N-tilførsel til Oddebæk (reduktion under redoxfront + i tørv)

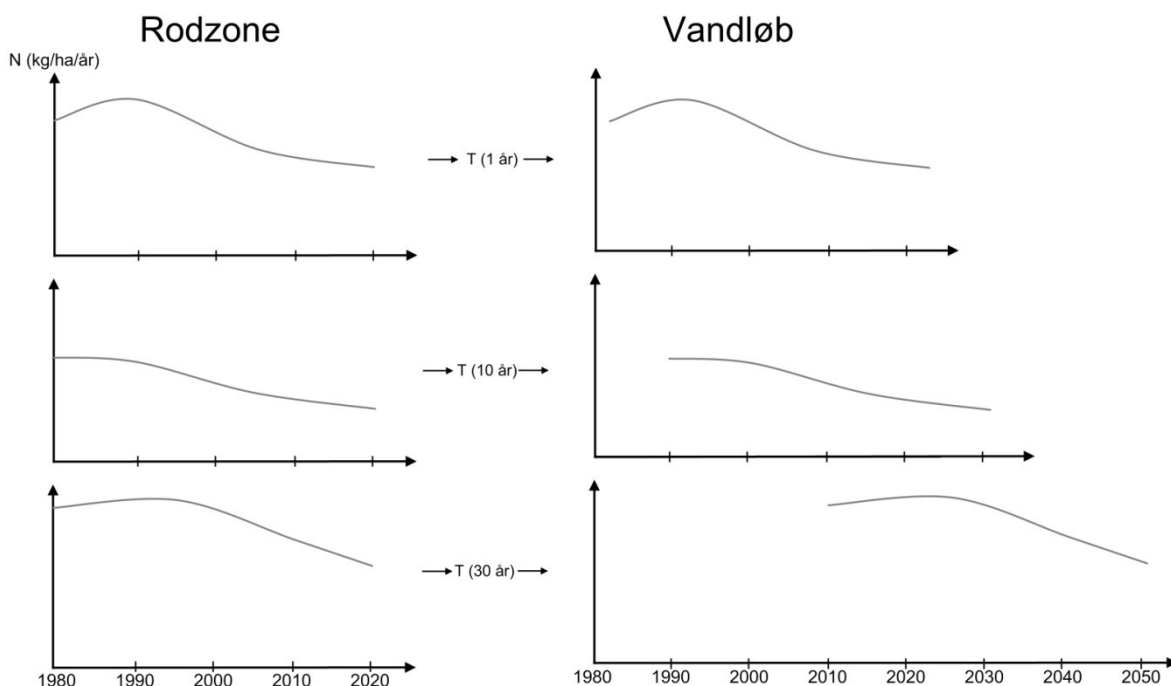
8.2.3 Tidskorrigeret N-tilførsel

Som nævnt i *Kapitel 4. Kvælstofreduktion mellem rodzone og vandløb* er der ikke en direkte sammenhæng mellem N-udvaskningen fra rodzonen (arealanvendelsen) og N-transporten i vandløbet til et givet tidspunkt. Dette skyldes transporttiden mellem rodzone og vandløb. En ændring i N-udvaskningen fra et område hvor vandets transporttid fra rodzone til vandløb er 2 år, vil først kunne registreres i vandløbet 2 år efter at det er udvasket fra rodzonen. For at tage højde for dette foretages beregninger, hvor der tages hensyn til tidsforsinkelse. Beregningerne tager udgangspunkt i den stationære grundvandsmodel samt tidsserier over årsmidler for N-udvaskning.

Grundet tidsforsinkelsen er kvælstofkoncentrationen (N-koncentrationen), der kan måles i vandløbet til et givent tidspunkt sammensat af kvælstof, der er udvasket fra forskellige områder på forskellige tidspunkter. Hvis et vandløbsopland opdeles i celler vil summen af alle cellernes udvaskning på et givent tidspunkt angive den totale rodzoneudvaskning til dette tidspunkt. For hver celle kan der desuden opstilles en tidsserie der beskriver N-udvaskningen fra hver enkelt celle. Det er tidsserierne for de enkelte celler der kan benyttes til at tage højde for tidsforsinkelsen i systemet.

For at kompensere for tidsforsinkelsen tildes hver celle en opholdstid (transporttiden fra rodzone til recipient), der er givet ud fra grundvandsmodellen. Denne opholdstid bruges til at tidsforskyde tidsserierne. Konceptet er illustreret på Figur 62, hvor der er vist tidsserier med tidsforsinkelse på 1, 10 og 30 år.

Summen af de transformerede N-udvaskninger på et givent tidspunkt angiver således en opholdstidskorrigeret N-udvaskning, svarende til den udvaskning der potentielt ville kunne bidrage til N-transporten i Oddebæk på dette tidspunkt.



Figur 62: Konceptet for opholdskorrigeret N-udvaskning, hhv. udvaskningen fra rodzonen og den tidsforskudte påvirkning på vandløbet.

Ganges den tidskorrigerede N-udvaskning med rodzone-recipient-relationen, kan den reelle N-tilførsel til Oddebæk beregnes til et hvilket som helst tidspunkt der ønskes. Ovenstående koncept operationaliseres, således at det er muligt at tage højde for forsinkelsen i N-udvaskningen.

Som input til konceptet anvendes tre GIS-baserede punktemaer genereret ud fra 50x50 m celler (se , punkt 1):

- N-udvaskning 1980-2003 (24 årsmidlede værdier) – (50x50 m grid)
- Opholdstid i mættet zone (50x50 m grid)
- Rodzone-recipient relation (25x25 m grid)

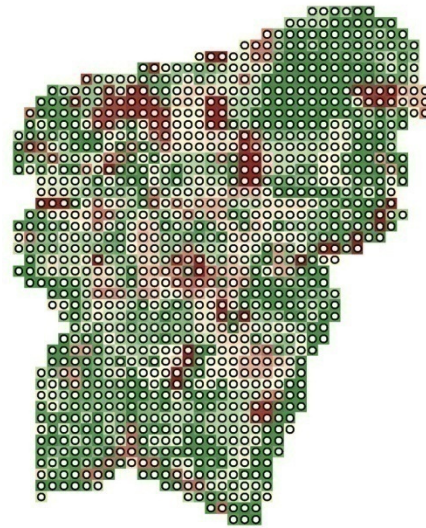
Til hvert punkt til temaet *N-udvaskning 1980-2003* er der knyttet 24 værdier, svarende til årsmidlede værdier for årene 1980-2003 (se Figur 63, punkt 2). Temaerne *opholdstid i mættet zone* og *rodzone-recipient relationen* er output fra grundvandsmodellen, der er eksporteret på tabelform til excel og færdigbehandlet i ArcGIS. De tre temaer indlæses i ArcGIS, hvor de tre temaers attributtabeller indeholder informationerne omkring N-udvaskning, opholdstid og rodzone-recipient relation, der skal bruges i de efterfølgende beregninger. De tre temaer har ikke samme cellestørrelse og er en anelse forskudt med 5-10 m i forhold til hinanden, så punkterne fra de tre temaer er ikke direkte sammenfaldende. Derfor bruges ArcGIS-funktionen *spatial join*, hvor et GIS-temas attributtabel kobles med et andet GIS-temas attributtabel, baseret på den relative afstand mellem de to lags punkter. Dvs. at en celle fra et tema kobles sammen med en celle fra et andet tema, der ligger tættest på. Der er ikke tilknyttet nogen usikkerhed i

forbindelse kobling af attributtabellerne som vil have betydning for modelresultaterne. Koblingen af punktemaernes attributtabeller ses på Figur 63, punkt 3.

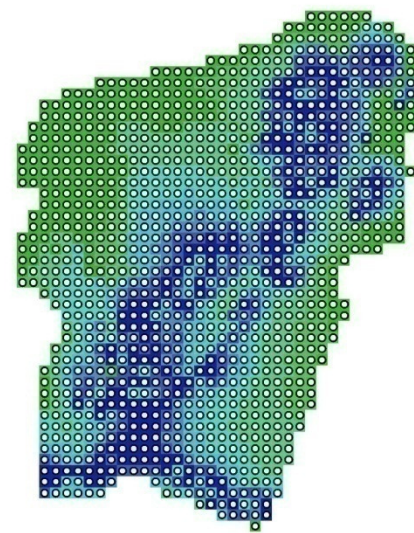
Når de tre GIS-temaers attributtabeller er koblet sammen fås en tabel, hvor der til hver punkt er knyttet N-udvaskninger 1980-2003, opholdstid i mættet zone og rodzone-recipient relation – dvs. de informationer der skal bruges til at beregne N-transporten i Oddebæk under hensyntagen til systemets tidsforsinkelse.

Efter at attributtabellerne er koblet sammen i det samme GIS-tema, eksporteres temaet til excel, hvor de egentlige tidskorrigerede beregninger sker. Her tidsforskydes N-udvaskningerne, svarende til opholdstiden i mættet zone som vist på Figur 63, punkt 4. Summeres N-udvaskningen for de enkelte kolonner fås en værdi for den tidskorrigerede N-udvaskning. Ved at gange rodzone-recipient relationen på den tidskorrigerede N-udvaskning fås den totale N-tilførsel til Oddebæk for de enkelte år (se Figur 63, punkt 5).

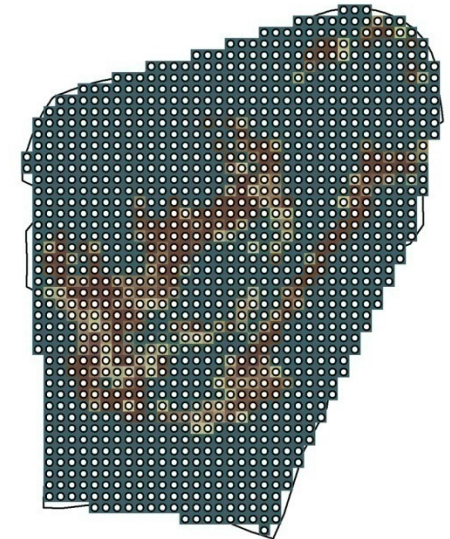
N-udvaskning 1980-2003



Opholdstid i mættet zone



Rodzone-recipient relation



Punkt 1:
GIS-baserede punkttemaer genereret ud fra 50x50 m grid

Punkt 2:
Punkttemaernes attributtabeller

X (utm)	Y (utm)	N-udv/celle 1980 (kg N)	N-udv/celle 1982 (kg N)	N-udv/celle ... (kg N)	N-udv/celle 2003 (kg N)
X ₁	Y ₁	1	5	...	2
X ₂	Y ₂	5	3	...	2
X ₃	Y ₃	2	3	...	4
X ₄	Y ₄	4	3	...	1

+

X (utm)	Y (utm)	Opholdstid (år)
X ₁	Y ₁	0
X ₂	Y ₂	1
X ₃	Y ₃	2
X ₄	Y ₄	4

+

X (utm)	Y (utm)	rodzone-recipient-relation
X ₁	Y ₁	0
X ₂	Y ₂	1
X ₃	Y ₃	0,5
X ₄	Y ₄	0,75

Punkt 3:
Kobling af punkttemaernes attributtabeller

X (utm)	Y (utm)	Opholdstid (år)	rodzone-recipient-relation	N-udv/celle 1980 (kg N)	N-udv/celle 1981 (kg N)	N-udv/celle ... (kg N)	N-udv/celle 2003 (kg N)
X ₁	Y ₁	0	0	1	5	...	2
X ₂	Y ₂	1	1	5	3	...	2
X ₃	Y ₃	2	0,5	2	3	...	4
X ₄	Y ₄	4	0,75	4	3	...	1
Sum N-udv				12	14	...	9

Punkt 4:
Tidsforskydning af tidsserier for N-udvaskning fra rodzonen

X (utm)	Y (utm)	Opholdstid	rodzone-recipient-relation	Tidskorrigeret N-udv/celle 1980 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 1981 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle ... (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 2003 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 2004 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 2005 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 2006 (kg N)	Tidskorrigeret N-udv/celle 2007 (kg N)
X ₁	Y ₁	0	0	1	5	...	2				
X ₂	Y ₂	1	1	->	5	3	...	2			
X ₃	Y ₃	2	0,5	->	->	2	3		4		
X ₄	Y ₄	4	0,75	->	->	->	4	3			1
SUM N-bidrag			

Punkt 5:
Beregning af total N-tilførsel til Oddebæk (N-transport) for de enkelte år

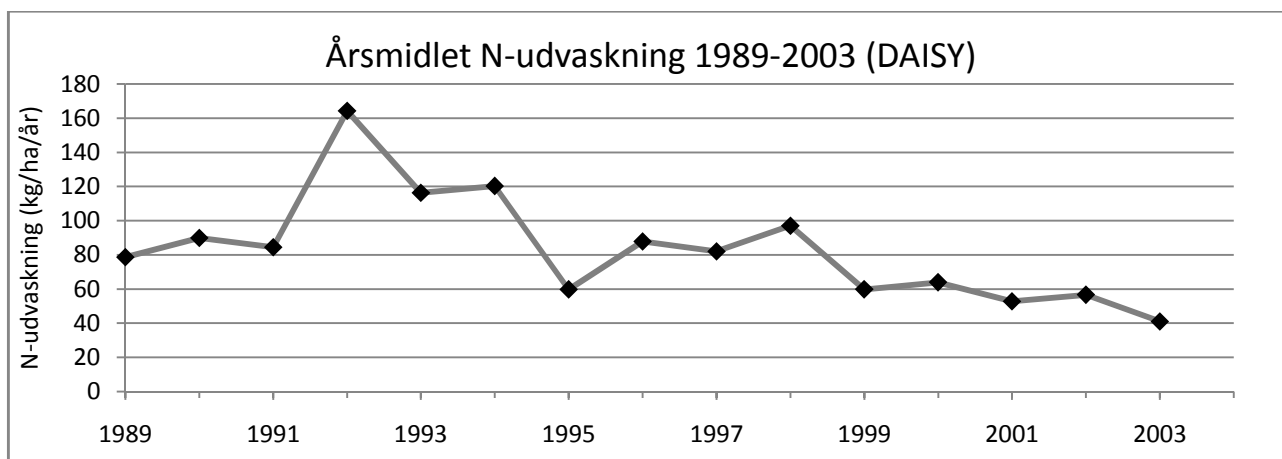
X (utm)	Y (utm)	rodzone-recipient-relation	Tidskorrigeret N-udv/celle 2003 (kg N)	Tidskorrigeret N-bidrag 2003 (kg N)
X ₁	Y ₁	0	2	0
X ₂	Y ₂	1
X ₃	Y ₃	0,5	3	1,5
X ₄	Y ₄	0,75	->	...
TOTAL N-bidrag til Oddebæk				

Figur 63: Koncept for tidskorrigerede modelberegninger

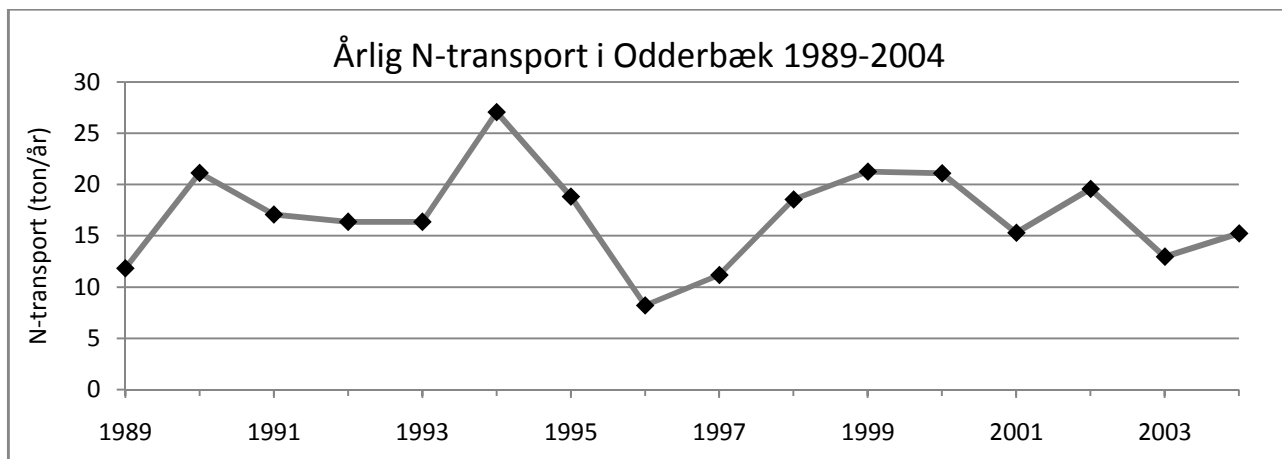
Vurdering af systemets respons

Ud fra tidsserier over N-udvaskning og N-transport analyseres hvordan Oddebæk reagerer på ændringer i N-udvaskningen. Dette giver en indikation af i hvor høj grad der er sammenhæng mellem udvaskning og transport, og hvorvidt det er muligt efterfølgende at simulere fluktuationerne i N-transporten i Oddebæk ud fra N-udvaskningsdata, ud fra princippet beskrevet i ovenstående afsnit.

Figur 65 og Figur 66 viser hhv. N-udvaskning og N-transport i Oddebæk. Overordnet set er der en tendens til ens forløb for begge grafer, hvor N-transporten er forskudt med 1-3 år. I 1992 er der en høj udvaskning på 160 kg/ha/år, og i 1994 er der en høj N-transport på 27 ton/år. Tilsvarende slår faldet i N-udvaskning 1992-1995 igennem i vandløbet i 1994-1996. Det tyder på at Oddebæk responderer på ændringer i N-udvaskningen i løbet af få år. Teoretisk set kunne en høj N-transport i 1994 skyldes en udvaskningspulje fra fx 1980'erne, men dette vurderes til ikke at være tilfældet. N-udvaskningen fra DMU(DAISY) er korrigeret for ændringer i kvælstofpuljen, hvilket mindsker usikkerhed vedrørende hvorvidt der er opbygning eller afvikling af kvælstofpuljen fra år til år.



Figur 65: Årsmidlet N-udvaskning 1989 - 2003 (DAISY)

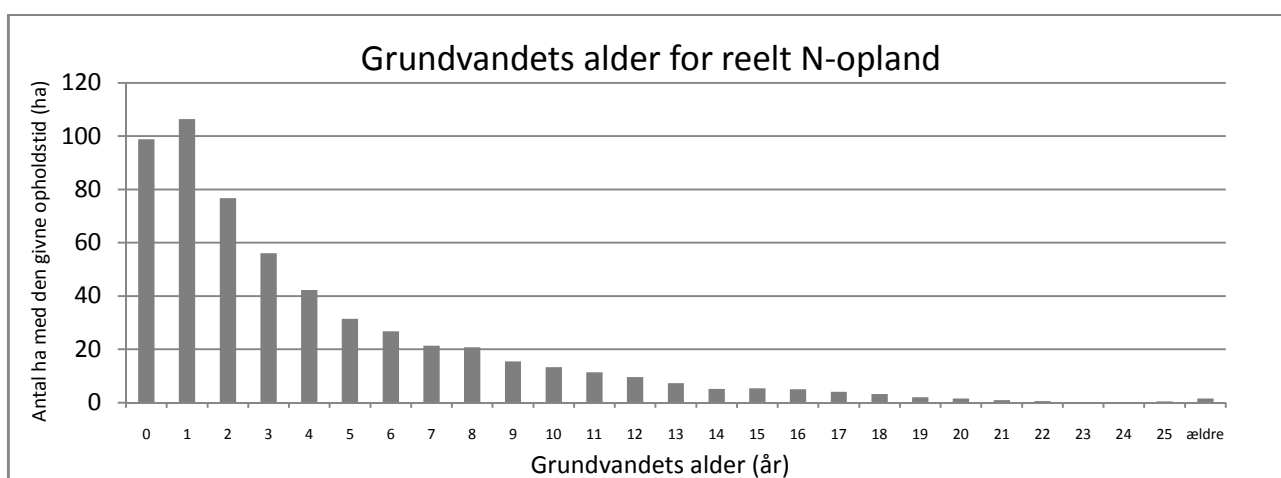


Figur 66: Årlig N-transport i Oddebæk 1989 - 2004

Simulering af systemets dynamik og responstid

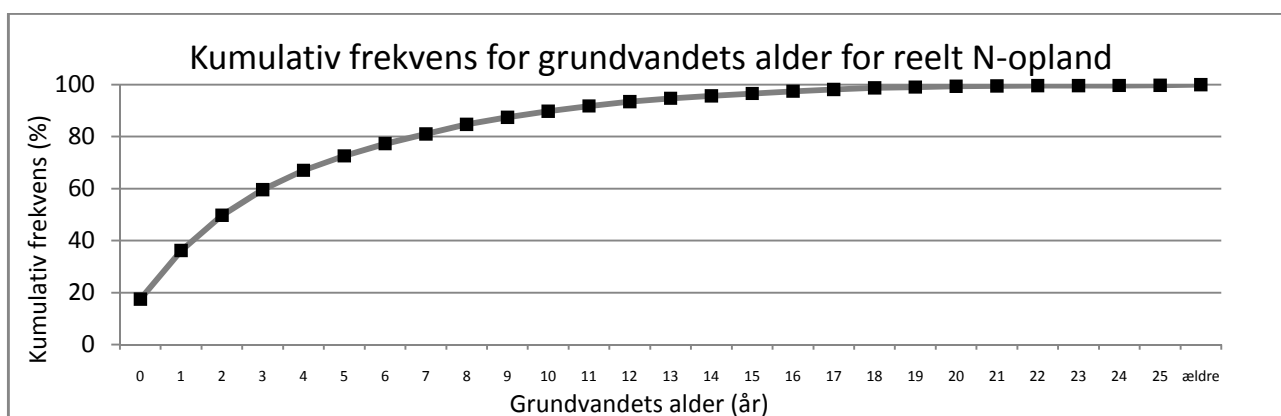
Der foretages beregninger efter princippet med tidskorrektion, hvor det undersøges i hvor høj grad den opstillede model simulerer N-transportens variationer fra år til år.

En analyse af grundvandets alder for det reelle N-opland viser at vandets vej fra rodzone til vandløb sker i løbet af relativt få år. Det må formodes at dybden af den umættede zone i de vandløbsnære områder er lille og vandets opholdstid fra rodzone til grundvandsspejl er relativ kort. Der ses derfor bort fra at GMS kun beregner transporttid fra grundvandsspejl til vandløb. Opholdstiden er afrundet til nærmeste hele år, således at 1 års opholdstid er alle værdier mellem 0,5 og 1,5. Som det fremgår af Figur 67 domineres det reelle N-opland af de korte opholdstider på 0-2 år. Opholdstid på 0 år (under 0,5 år) udgør ca. 100 ha ud af det reelle oplands areal på i alt 570 ha. De relativt korte opholdstider underbygger at det primært er de vandløbsnære områder, der bidrager med kvælstof.



Figur 67: Grundvandets alder fordelt på antal ha.

Ud fra ovenstående graf beregnes den kumulative frekvens for grundvandets alder på Figur 68, hvor det ses at 60 % af det tilstrømmende grundvand er 0-3 år gammelt.



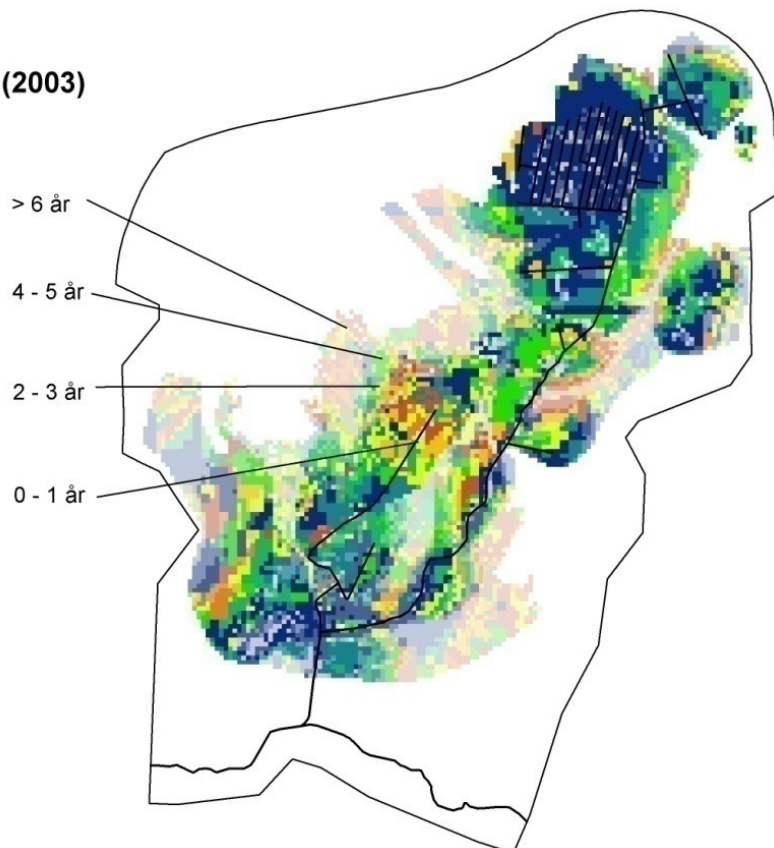
Figur 68: Kumulativ frekvens for grundvandets alder.

Det betyder ikke nødvendigvis at 60 % af N-tilførslen sker i løbet af de 0-3 år, da der her ikke er taget hensyn til reduktionen mellem rodzone og vandløb. Det vil være sandsynligt at områder længst væk fra vandløbet har en større N-reduktion, hvilket så betyder at mere end 60 % af kvælstofmængden tilføres ender i Oddebæk i løbet af 0-3 år. Ud fra opholdstiden og tidsserierne over N-udvaskning beregnes en

tidskorrigeret N-udvaskning. Dette er illustreret på Figur 69, der viser den tidskorrigerede N-udvaskning for 2003. N-udvaskningen er differentieret i forhold til opholdstiden, således at der skelnes mellem N-udvaskningen af nyere og ældre dato. Jo mere transparent farverne er på Figur 69, jo længere transporttid har vandet haft før det når vandløbet.

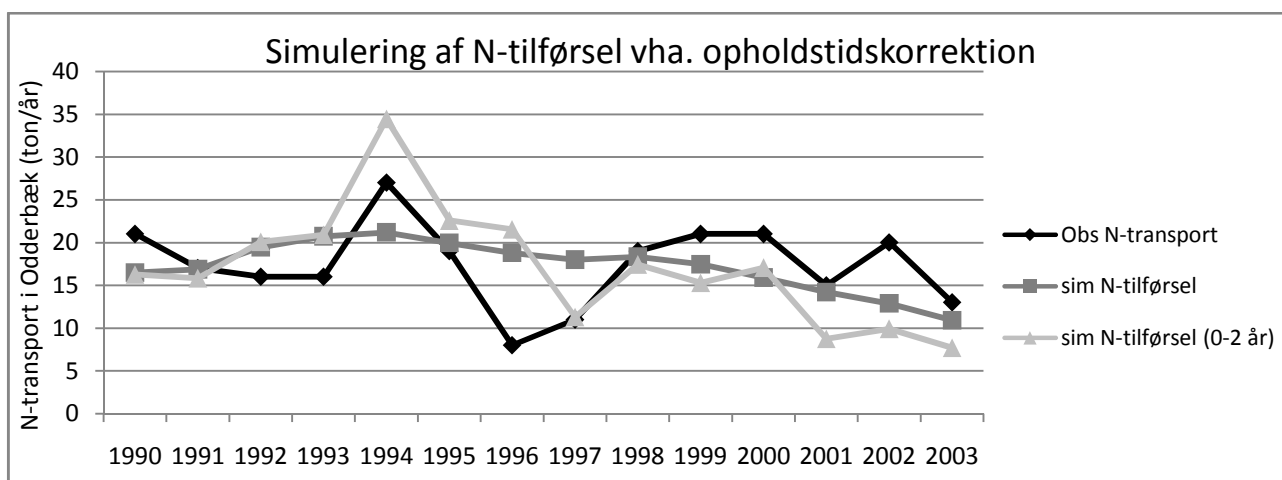
Tidskorrigeret N-udvaskning (2003)

kg/ha/år



Figur 69: Tidskorrigeret N-udvaskning for 2003. N-udvaskningen er differentieret i forhold til opholdstiden.

På samme måde som ovenstående laves der tidskorrigerede N-udvaskningskort for 1990-2003, hvorefter rodzone-recipient relationen ganges på disse kort, så der beregnes en tidsserie over den tidskorrigerede N-transport. Resultatet er vist på Figur 70, hvor de to grå linjer angiver simulerede N-tilførsler.



Figur 70: Observeret vs. simuleret N-transport i Odderbæk 1990-2003

N-tilførslen er simuleret i overensstemmelse med ovenstående tidskorrektion(mørkegrå) og i forhold til en tidskorrektion på 0-2 år (lysegrå). Der er korrigeret for at der simuleres 5 ton N for højt, hvorfor den simulerede N-tilførsel er fratrukket 5 ton N.

Tages der udgangspunkt i tidskorrektionen som beskrevet i det ovenstående (den mørkegrå linje) ses det at der er mindre fluktuationer i den simulerede N-tilførsel set i forhold til den observerede N-transport. Der simuleres dog de højeste N-tilførsler i de år, hvor der er en høj transport, hvilket kunne tyde på at grundvandsmodellen har fanget en del af systemets respons.

En del af forklaringen på grafens ringe dynamik kan være, at der er anvendt en stationær grundvandsmodel, der simulerer grundvandsspejlets placering i en middelsituation. Det svarer til at det simulerede grundvandsspejl generelt set ligger for lavt i vinterhalvåret samt i våde år (og tilsvarende for højt om sommeren). Simulering af en middelsituation betyder at der ikke tages hensyn til variationerne i tørveaflejringeres N-reduktion. N-reduktionen i tørveaflejringerne må forventes at være stor ved et højtstående vandspejl (og tilsvarende lav ved lavtstående vandspejl), da N-reduktionen må forventes at være afhængig af den andel af jordsøjlen (tørveaflejringerne), der er vandmættet. Den manglende dynamik i tørvens N-reduktion kan delvist forklare de manglende fluktuationer.

Da sammenligningen af tidsserier for N-udvaskning og N-transport i Odderbæk viste, at Odderbæk responderer på ændringer i N-udvaskningen i løbet af få år, er det forsøgt at tidsforskyde alle N-udvaskningsserier med 0-2 år. Resultatet fremgår af Figur 70 (den lysegrå linje), der viser observeret og simuleret N-transport. En tidsforskydning på op til 2 år, afspejler ikke forholdene som angivet i grundvandsmodellen, men viser til gengæld at en kortere tidsforskydning i langt højere grad beskriver systemets dynamik. Den korte responstid kan indikere at grundvandsmodellen beregner for lange transporttider for vandet, hvilket kan skyldes konceptuelle fejl i forhold til geologi. Da dræning medfører en drastisk afkortning af vandets transporttid vil den ringe dynamik ved anvendelse af grundvandsmodellen også kunne skyldes at de drænedede områder er større og dermed har større betydning for systemets dynamik end det er antaget i grundvandsmodellen.

8.3 Modellens usikkerheder

Modelresultaterne er behæftet med en vis usikkerhed, som analyseres i dette afsnit. I det nedenstående er modellens væsentligste usikkerhedsfaktorer opdelt efter type og analyseret med henblik på at udpege de faktorer, der har den største usikkerhed. Faktorer som med fordel kunne elimineres med henblik på at få mere præcise modelresultater, og dermed et bedre grundlag for integreret arealplanlægning i landbrugsområder.

Grundvandsmodel – geologi

Udover at fastsættelsen af laggrænserne for de geologiske lag er behæftet med en vis usikkerhed, vurderes det i forhold til N-reduktion, at lerlagets forløb og tykkelse har størst betydning, da det er styrende for vandtransporten mellem de to sandlag. Lerlaget formodes også at virke som en barriere i forhold til redoxfronten, hvor der primært er reducerede forhold under lerlaget. Derfor er det vigtigt at få gengivet lerlaget korrekt.

Tørvelagets udbredelse og tykkelse er indlæst i modellen ud fra de kort og oplysninger der har været til rådighed. Da tørven spiller en afgørende rolle i forbindelse med N-reduktion, må det være behæftet med en høj usikkerhed, og derfor kunne tørveforholdene (udbredelse og tykkelse af tørv) undersøges nærmere ud fra håndboringer i felten.

Grundvandsmodel – hydrologi

Den største usikkerhedsparameter i grundvandsmodellens hydrologiske del vurderes at være placeringen af dræn og drænedede områder, da de har stor betydning for N-transporten og N-tilførslen til vandløb. En korrekt gengivelse er således en forudsætning for en korrekt beregning af de N-følsomme arealer.

Nettonedbøren har en vis usikkerhed, men det vurderes at DAISY-simuleringerne leverer input af en tilfredsstillende kvalitet og nøjagtighed.

N-udvaskning

Der er en vis usikkerhed i N-udvaskningsdata, hvilket er en faktor der umiddelbart har stor indflydelse på modellens resultat. Denne usikkerhed kompenseres der for, da der ikke regnes på absolutte ændringer (reduktioner), men relative værdier. Absolutte værdier er altid behæftet med større usikkerhed end relative værdier.

Redoxforhold

Redoxfrontens følsomhed var relativ lav ved analyse af de tre typer af redoxfronte samt beregning med en sænket/hævet redoxfront på et beregningslag. Det skyldes bl.a. at vandbevægelsen sker mere eller mindre lodret i indstrømningsområder og at en ændring af redoxfrontens placering blot ændrer på i hvilken dybde det fjernes.

Redoxforholdene i udstrømningsområder (tættere på vandløbet) kunne med fordel undersøges nærmere. Da vandbevægelsen her sker mere horisontalt vil selv en lille ændring i redoxfrontens dybde ændre det reelle N-opland. Ved at lave boringer og observere fx farveskift i ådalen vil fejl, der er behæftet med redoxfrontens placering i ådalen, i nogen grad kunne elimineres. Endvidere vil det også nemmere kunne bestemmes hvilke områder i oplandet, der bidrager med kvælstof ved at måle N-koncentrationen op gennem vandløbet og måle vandføring, for derfor at kunne vurdere og kalibrere efter N-transporten op gennem vandløbssystemet. Dette kunne give mere detaljerede informationer om størrelsen og udbredelsen af det reelle N-opland.

Tørven vurderes at være behæftet med de største usikkerheder i form af hydraulisk ledningsevne og redoxpotential. Den hydrauliske ledningsevne kan bestemmes ud fra analyse af jordsøjle i laboratoriet eller strømningsforsøg på feltlokaliteten. Redoxpotential er stærkt varierende over tid og sted, og er stort set umuligt at gengive korrekt. Laboratorieforsøg og feltmålinger ville formodentlig kunne indikere de overordnede strukturer i N-reduktionen.

Usikkerhedsfaktorerne, deres vurderede størrelse og elimineringsmuligheder fremgår af Tabel 17.

Tabel 17: Vurdering af modellens væsentligste usikkerhedsfaktorer, deres størrelse og hvordan de elimineres.

	Usikkerhedsfaktor	Usikkerhedens størrelse	Eliminering af usikkerhed
Grundvandsmodel - hydrologi	Nettonedbør	Lille	Forbedret DAISY-model
	Drænede områders udbredelse	Mellem	Feltobservationer
	Drængrøfter	Lille	Feltobservationer
Grundvandsmodel - geologi	Hydrauliske ledningsevne, ler + sand	Mellem	Prøvepumpninger + geofysiske metoder
	Hydraulisk ledningsevne, tørv	Mellem	Feltmålinger/laboratorieforsøg
	Modelafgrænsning	Lille	Forbedret potentialekort
	Lerlagets tykkelse og forløb	Mellem	Flere dybe borer
	Tørvelaget udbredelse og tykkelse	Høj	Håndboringer
N-udvaskning	Rodzoneudvaskning	Mellem	Forbedret DAISY-model
Redoxforhold	Redoxfront i ådal	Høj	Håndboringer + N-koncentration målinger op gennem vandløbet
	Redoxfront i resten af oplandet	Lille	Flere dybe borer
	Redoxforhold i tørv	Høj	Måling af redoxpotentiale

8.4 Delkonklusion

I punktform opsummeres resultaterne af modelberegningerne. Resultatet af modelberegningerne anvendes i det efterfølgende afsnit vedr. scenarier.

Modelberegningerne har vist at:

- Forskellen mellem de tre redoxfrontes reelle N-opland er lille.
- Redoxfronten er i nogen grad følsom når den rykkes hhv. et beregningslag op/ned
- 60 % af reduktionen sker under redoxfront og de sidste 40 % reduceres i ådalen.
- Der simuleres en N-tilførsel på 22 ton/år (5 tons højere end den observerede N-transport).
- Grundvandsmodellens resultater viser at N-tilførsel fra de drænede områder og de vandløbsnære områder står for langt størstedelen af den samlede N-tilførsel til Oddebæk.
- Analyser af grundvandsmodel og tidsserier over hhv. N-udvaskning og N-transport viser, at det er de vandløbsnære områder, der tilfører kvælstof til Oddebæk.
- Ved at anvende en opholdstidskorrigeret N-udvaskning er det muligt at simulere variationen i N-transport i Oddebæk fra år til år.
- Modelberegningerne viser at der er et større område, som ikke bidrager med kvælstof til Oddebæk, mens de vandløbsnære områder og de drænede områder kan karakteriseres som N-følsomme.
- Redoxfrontens placering og N-reduktionen i tørveaflejringerne vurderes at være de faktorer i modellen, der er behæftet med den største usikkerhed. De kan begge minimeres vha. feltmålinger.

9. Scenarieberegninger

Med udgangspunkt i resultaterne præsenteret i Kapitel 8. Resultater for vand- og kvælstoftransport opstilles tre scenarier, hvor der regnes på effekterne af en ændret arealanvendelse i oplandet. Scenarierne vil illustrere principperne for hvordan konceptet med rodzone-recipient relationen kan benyttes i arealplanlægningen. Som tidligere beskrevet kan metoden bruges på forskellige sårbare recipienter, men konceptet illustreres her ved at tage udgangspunkt i Oddebæk som sårbar recipient.

Beregningerne foretages med N-udvaskningsdata fra ConTerra, da der for disse N-udvaskningsdata også foreligger oplysninger om afgrødefordelingen på markblokniveau. Da afgrødetype indgår i scenarieberegningerne vil det derfor være mest hensigtsmæssigt at regne på ConTerras data, som samlet set næsten har den samme mængde udvasket kvælstof som DMU. Den simulerede N-tilførsel til Oddebæk for ConTerra og DMU er:

Tabel 18: Beregnet N-tilførsel

Data	N-tilførsel (ton/år)
DMU	21,7
ConTerra	23,2

Der opstilles tre scenarier:

- 1) Omkostningsneutral indsats
- 2) Reduktion af N-tilførsel vha. arealekstensivering
- 3) Sløjfning af dræn

Scenarie 1 viser hvordan differentiering i arealanvendelsen kan mindske den samlede N-tilførsel til vandløbet uden tab i høstudbytte. I scenarie 2 beregnes hvordan N-tilførslen kan reduceres med 25 % ved at ekstensivere de områder, der bidrager med de største kvælstofmængder. Ved scenarie 3 beregnes reduktionen i N-tilførslen hvis alle dræn langs vandløbet sløjfes.

9.1 Scenarie 1: Omkostningsneutral indsats

Ved udelukkende at flytte N-gødsning fra N-følsomme til mindre N-følsomme arealer kan der opnås en miljøgevinst ved at udnytte N-reduktionen under redoxfronten. Der er tale om et omkostningsneutralt scenarie, som beregner hvor stor en miljøgevinst der kan opnås ved at omrokere gødsningen (N-udvaskningen), og hvor størrelsen af høstudbyttet fastholdes.

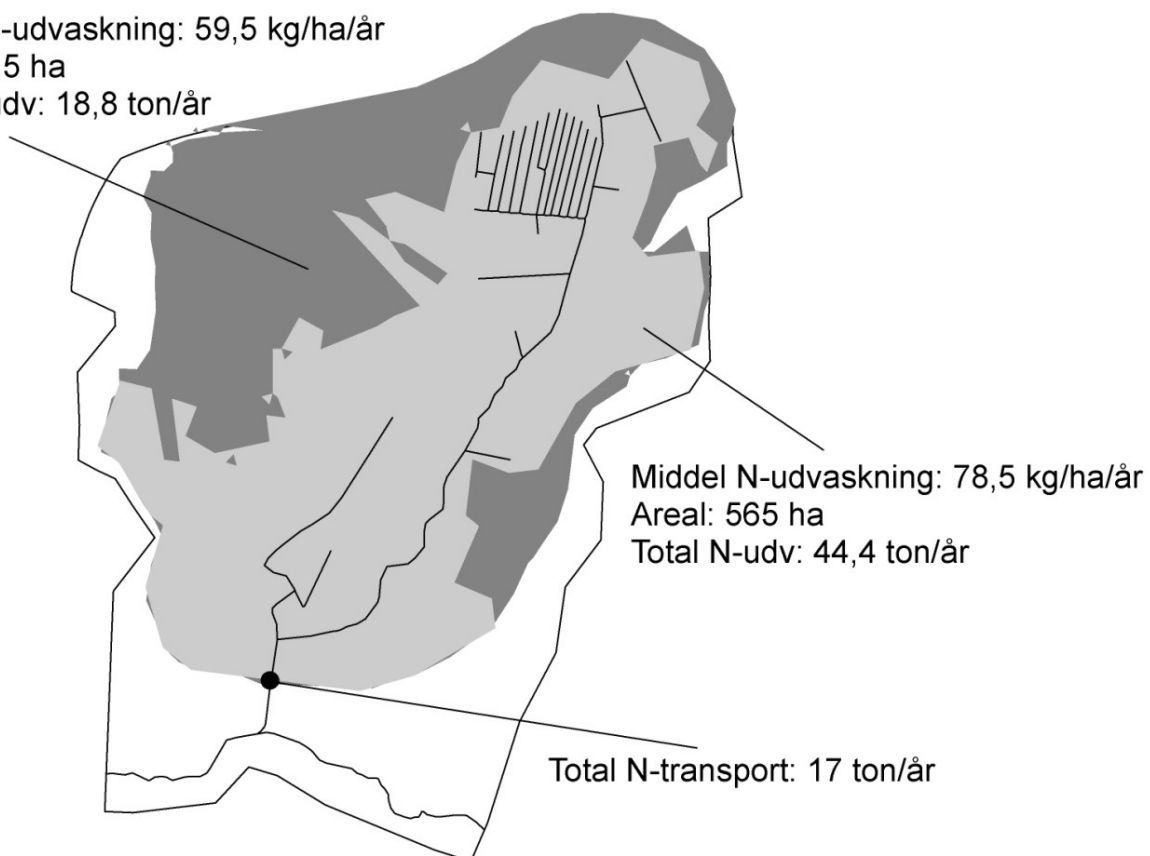
Det antages at gødsningsnormen normalt ligger 10 % under det økonomiske optimum, dvs. at der tilføres 10 % mindre kvælstof end hvad der rent økonomisk kan svare sig at tilføre. Den faktiske gødsning på 10 % under det økonomiske optimum er en anslået værdi, da det bl.a. afhænger af afgrøde, jordbund og kvælstofpris (gødsning).

I en modelmæssig sammenhæng kan der derfor tilføres 10 % ekstra gødsning på de mindre følsomme arealer mod til gengæld at fjerne en tilsvarende mængde fra de N-følsomme arealer. Herved mindskes N-

tilførslen til Oddebæk uden økonomiske tab, da det antages at 10 % ekstra gødskning giver 10 % ekstra høstudbytte.

Udvaskningsdata for de udpegede arealer fremgår af Figur 71. Middelværdien for N-udvaskning i det mindre følsomme område er 59,5 kg/ha/år, som vil kunne øges med 10 %, mod til gengæld at ekstensivere det N-følsomme areal med en kvælstofmængde svarende til ekstratilførslen på det mindre følsomme areal. Det er her forudsat at 10 % ekstra gødskning medfører 10 % ekstra N-udvaskning.

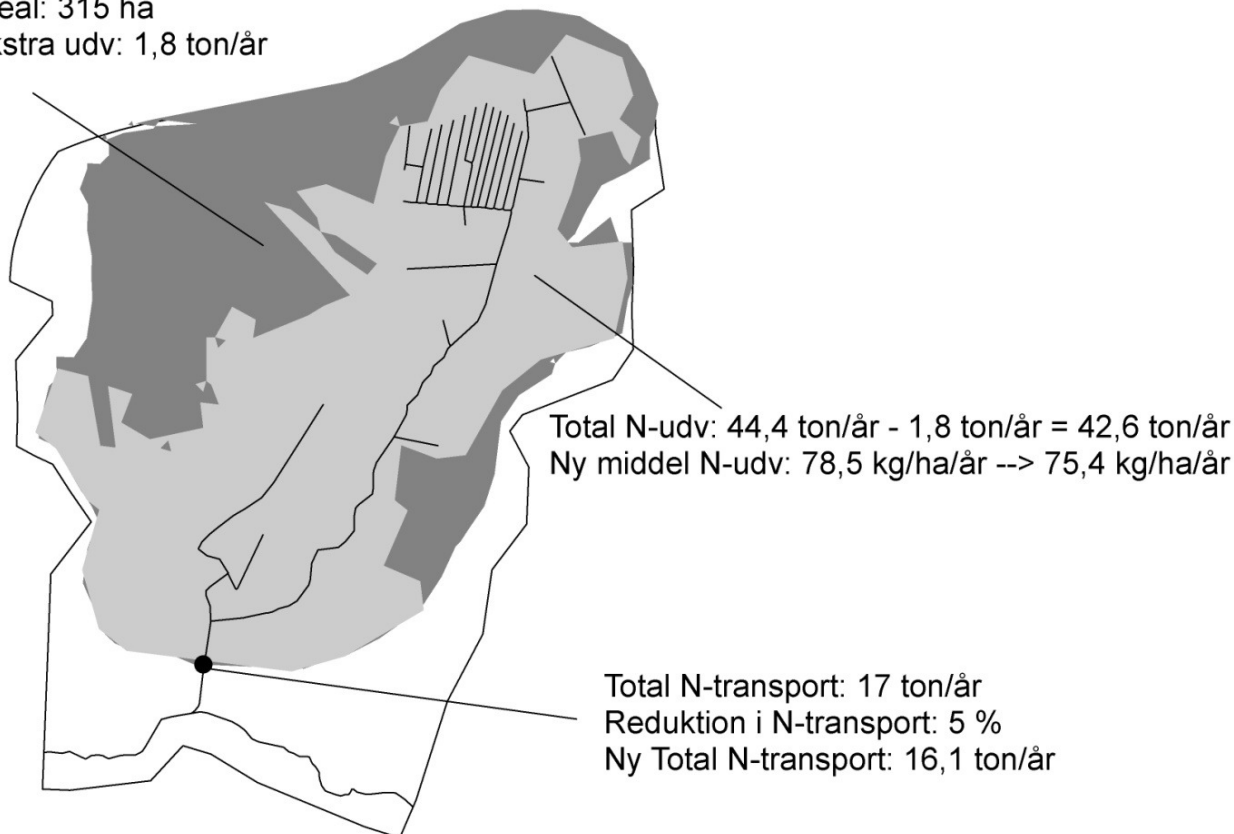
Middel N-udvaskning: 59,5 kg/ha/år
Areal: 315 ha
Total N-udv: 18,8 ton/år



Figur 71: Rodzoneudvaskningsdata for potentielt og reelt N-opland

Flytningen af N-udvaskning fremgår af Figur 72. En øget N-udvaskning på 10 % svarer totalt set til 1,8 ton/år. Denne mængde fratrækkes det N-følsomme areal, hvor middel N-udvaskningen reduceres fra 78,5 til 75,4 kg/ha/år. Den reducerede N-udvaskning ganges på rodzone-recipient relationen, hvilket giver en N-transport på 16,1 ton/år, svarende til en reduktion på 5 %.

Middel N-udv: $59,5 \text{ kg/ha/år} + 10 \% = 65,5 \text{ kg/ha/år}$
Areal: 315 ha
Ekstra udv: 1,8 ton/år



Figur 72: Ændring i N-transport ved en omkostningsneutral miljøindsats.

Scenariet illustrerer at det, ud fra modelresultaterne, er muligt at opnå en reduktion i N-tilførslen på 5 % uden at det går ud over høstudbyttet. Der er derfor umiddelbart et potentiale i at udnytte oplandets forskelligartede evne til at reducere kvælstof mellem rodzone og vandløb, da der er tale om en omkostningseffektiv indsats uden tab af høstudbytte.

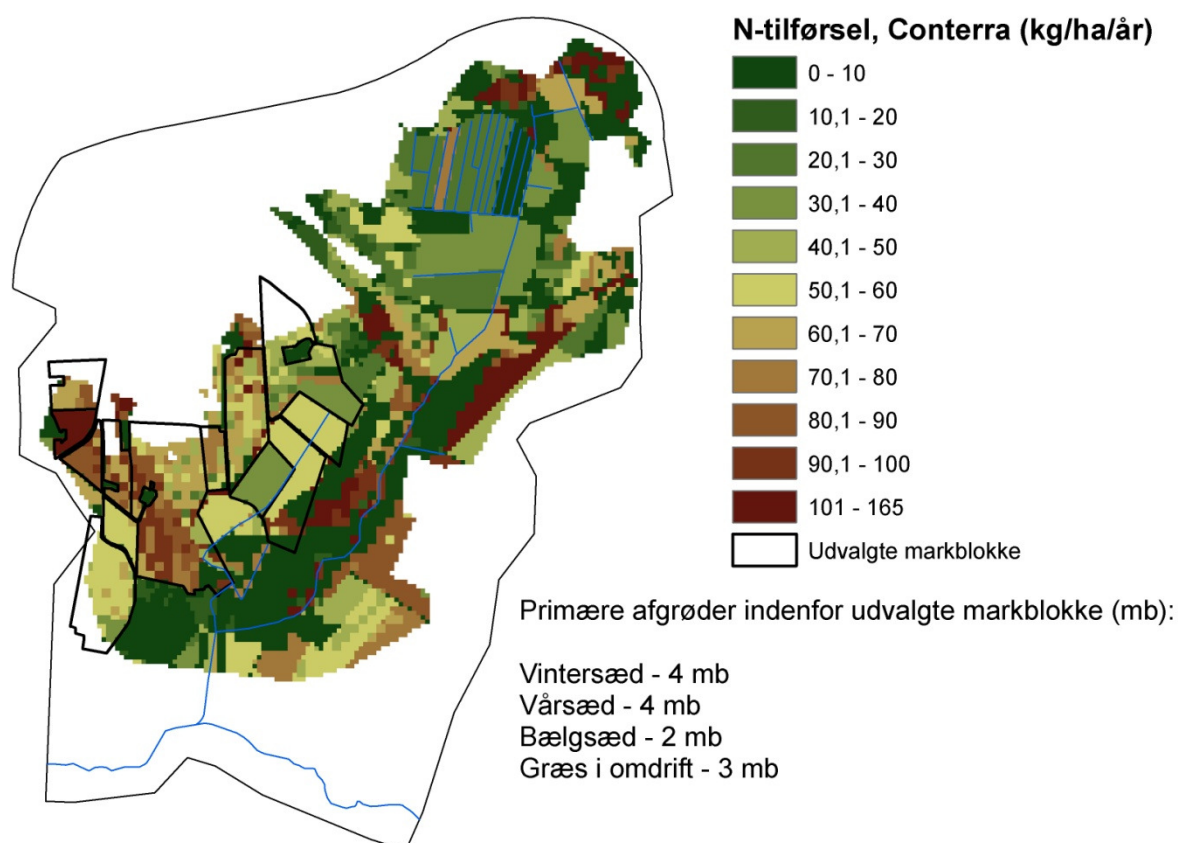
9.2 Scenarie 2: Reduktion af N-tilførsel vha. arealekstensivering

Ved en konkret indsatsplanlægning vil det være sandsynligt at oplandets N-belastning udtrykkes i en målsætning om en maksimal N-koncentration i vandløbet. Målsætningen kunne være fx være en 25 % N-reduktion, hvor der skal iværksættes en given indsats for at opfylde dette mål. Det kunne være gennem en arealekstensivering af de områder, der bidrager med de største kvælstofmængder.

Med udgangspunkt i ovenstående scenarie udpeges og ekstensiveres et landbrugsareal svarende til en 25 % reduktion i N-tilførslen til vandløbet. Der er tale om en udpegning af de markblokke med intensive afgrøder, der har en stor udvaskning, således at områder med det største N-tilførsel til Oddebæk ekstensiveres. Ved at udvælge disse områder minimeres det areal der skal ekstensiveres, og indsatsen målrettes mod de mest kritiske områder.

Arealekstensivering på markblokniveau

Som det fremgår af Figur 73 ligger de udpegede områder i den sydvestlige del af det reelle N-opland, som alle har en høj N-tilførsel til vandløbet. Arealerne udgør 153,4 ha ud af det potentielle N-opland på 1.031 ha., svarende til at 15 % af det samlede oplandsareal ekstensiveres. Ud af det reelle N-opland på 568,5 ha, svarer det til at 27 % af dette ekstensiveres. Sammenlignes det beregnede N-tilførsel for hhv. ConTerra og DMU (jf. Figur 61) ses det at de begge beregner høje N-tilførsel (svarende til høje N-tilførsler) for de udvalgte markblokke, hvilket tyder på at den geografiske fordeling af N-udvaskningen for de to datasæt ikke adskiller sig væsentligt fra hinanden.



Figur 73: Beregnet N-tilførsel til Oddebæk og udpegning af markblokke der ekstensiveres (m. angivelse af afgrødefordeling)

Afgrødefordelingen på de udpegede arealer viser at markblokkene hovedsageligt består af vårsæd, vintersæd, bælgsæd og græs i omdrift (dvs. at den har været omlagt til en anden afgrøde inden for en 5 års periode). Der kan være flere afgrødetyper indenfor den samme markblok, men opgørelsen er sket ud fra den dominerende afgrøde i markblokken.

Ved at have udpeget markblokke der skal ekstensiveres, tildeles de en udvaskning svarende til hhv. intensiv græs (20 kg/ha/år) og ekstensiv græs (10 kg/ha/år). For at simplificere det, vil der i scenariet ikke differentieres i forskellig ekstensivering, men ændre alle udvalgte markblokke til samme ekstensivering. Tabelværdier for ekstensivt og intensivt drevet græs er angivet i Tabel 19.

Tabel 19: Estimeret N-udvaskning fra intensivt og ekstensivt drevet græs

Afgrødetype	N-udvaskning (kg/ha/år)
Intensivt græs	20-25
Ekstensivt græs	10-15

Ved at lave to nye udvaskningskort med lav udvaskning (10 og 20 kg/ha/år) fra de udvalgte markblokke og gange rodzone-recipient relationen på, fås nye N-tilførsler som vist i Tabel 20. Ved ekstensiv drift med udvaskning på 20 kg/ha/år, reduceres N-udvaskningen fra de udvalgte markblokke fra 7,9 ton/år til 1,5 ton/år. Ved at gange rodzone-recipient relationen på, fås en reduktion i N-tilførslen fra 23,2 ton/år til 17,7 ton/år, svarende til en reduktion på 23,7 %.

Ved en ekstensivering af udvalgte markblokke til 10 kg/ha/år, reduceres udvaskningen fra disse fra 7,9 ton/år til 3,1 ton/år. Det svarer til at N-tilførslen reduceres fra 23,2 ton/år til 17,1 ton/år, svarende til en reduktion på 26,3 %.

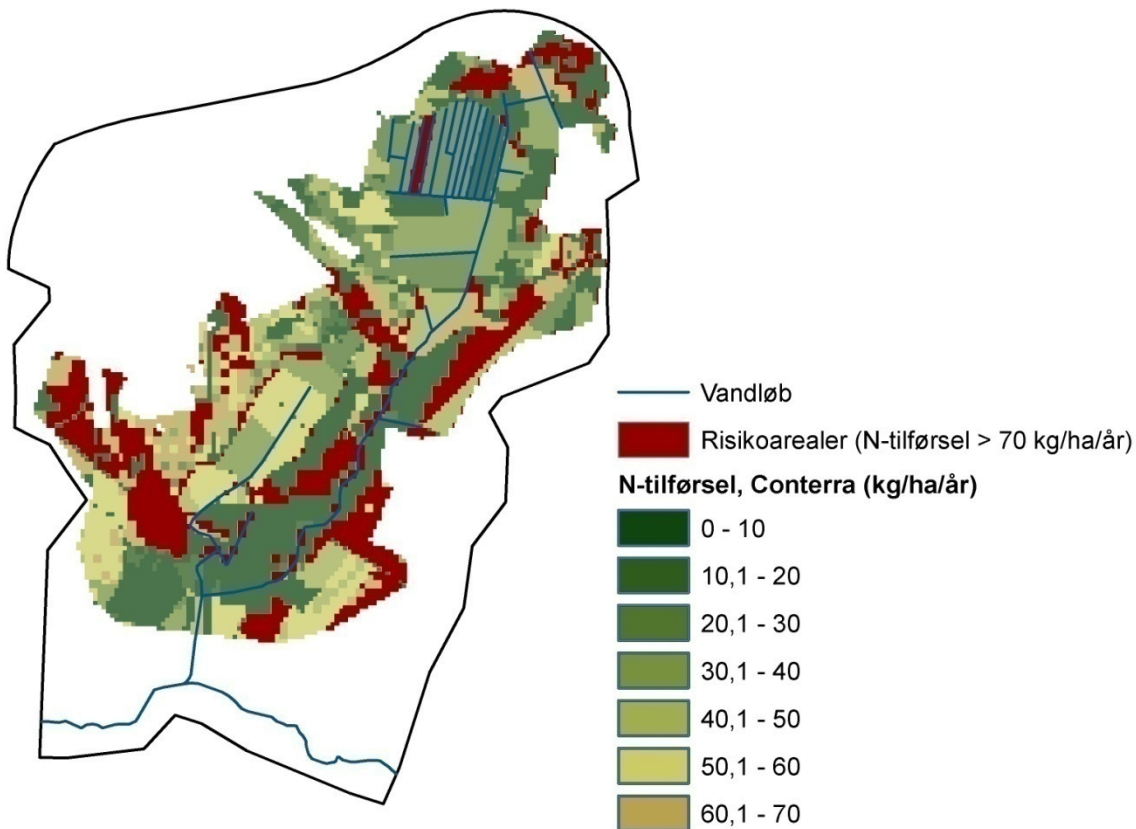
Tabel 20: Resultater for scenarie med ekstensivering af udpegede områder.

Scenarie	N-udvaskning fra udvalgte markblokke	Samlet N-tilførsel ton/år	Reduktion i N-tilførsel (%)
Udgangsscenario (ConTerra)	7,9	23,2	-
Intensivt græs 20 kg/ha/år	3,0	17,7	23,7 %
Ekstensivt græs 10 kg/ha/år	1,5	17,1	26,3 %

Arealekstensivering på celleniveau

Arealekstensivering på markniveau betyder at arealudtagningen foregår på en relativ grov skala. Udgangspunktet for metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* er at der skal kunne ses på lille skala, så hvis der i stedet tages udgangspunkt i en arealekstensivering af de områder (celler) med det højeste bidrag bør indsatsen være mere effektiv.

I forlængelse af scenariet med 25 % reduktion tages der udgangspunkt i GIS-temaet over N-tilførsel til Odderbæk fra ovenstående to scenarier. Der udpeges celler (risikoarealer) svarende til områder med en N-tilførsel større end 70 kg/ha/år, jf. Figur 74. Disse arealer ekstensiveres til 15 kg/ha/år (middel af intensiv og ekstensiv græs).



Figur 74: Udtagning og ekstensivering af risikoarealer (N-tilførsel > 70 kg/ha/år)

Ved denne form for arealekstensivering udtages 132 ha, dvs. ca. 21 ha mindre end ved markblokekestensivering. N-tilførslen til Oddebæk mindskes fra 23,2 ton/år til 14,0 ton/år, svarende til en reduktion i N-tilførslen på 39,7 %.

Scenarie	Samlet N-tilførsel ton/år	Reduktion i N-tilførsel (%)
Udgangsscenarie (ConTerra)	23,2	-
Intensivt/ekstensivt græs 15 kg/ha/år	14,0	39,7

Arealekstensivering på celleniveau betyder derfor at færre arealer tages ud af landbrugsdrift og samtidig er der en næsten dobbelt så stor reduktion i N-tilførslen til Oddebæk set i forhold til arealekstensivering med markblokke. Ekstensivering på celleniveau er derfor langt mere effektiv end udtagning af hele markblokke.

De to ovenstående scenarier tager udgangspunkt i en N-reduktion ved udløbet, og således er der ikke taget hensyn til en reduktion af N-tilførslen til eventuelle N-sårbare recipienter længere opstrøms end de udpegede markblokke. Et scenarie med at ekstensivere langt nede af vandløbsstrækningen er udelukkende tænkt ud fra et krav om en målsætning ved udløbet, men rent modelteknisk er der ikke nogen hindring for at tage udgangspunkt i andre delrecipienter længere opstrøms, og minimere N-tilførslen til disse.

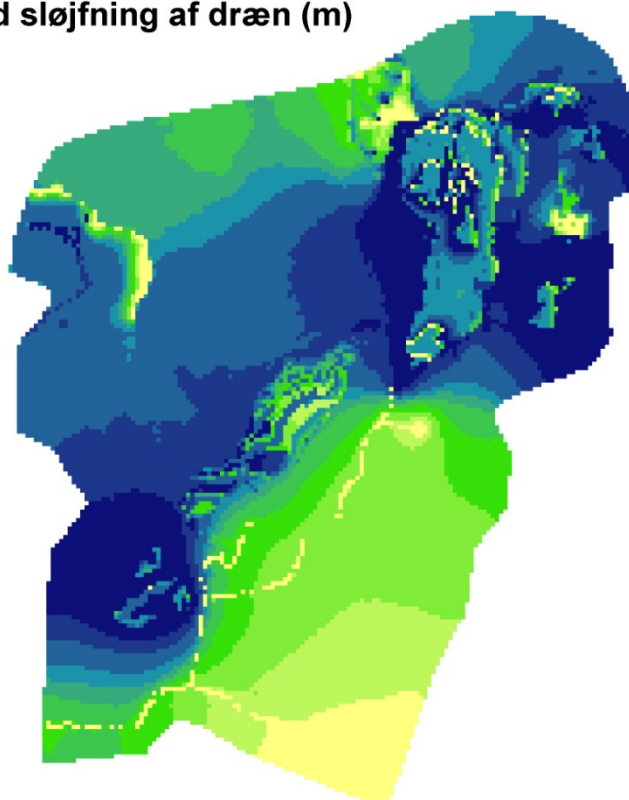
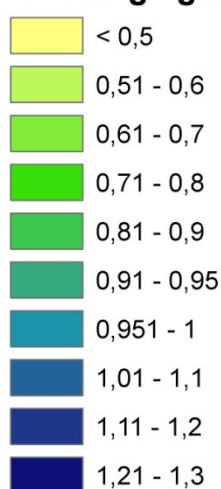
9.3 Scenarie 3: Sløjfning af dræn

Sløjfning er en udbredt metode til nedbringelse af N-tilførslen til vandløb. Herved erstattes hurtig afstrømning via drængrøfter (jf. GOI-typologiens Q_4) af en langsom strømning gennem tørvepakken (jf. GOI-typologiens Q_1/Q_2). I den forbindelse reduceres en andel af den mængde kvælstof, der strømmer igennem.

I grundvandsmodellen er der indlagt drængrøfter m. vandspejlskote 1 mut. og drænede områder hvor vandspejlet maksimale kan stige til 1 mut. Ved (rent modelteknisk) at hæve hhv. vandspejlskote og drænkote fra 1 mut. til terrænkote, kan der simuleres en situation, svarende til sløjfning af dræn.

Figur 75 viser ændringen i koten for grundvandsspejlet når dræn sløjfes. Det ses at det er i de vandløbsnære områder, hvor vandspejlet stiger mest (0,95-1,3 m).

Ændring i grundvandsspejl ved sløjfning af dræn (m)



Figur 75: Ændring i grundvandsspejl (m) ved sløjfning af dræn

Ved at beregne partikelbaner for grundvandsmodellen med den nye hydrologi, beregnes en ny opholdstid i tørven, en ny rodzone-recipient relation og endelig en ny N-tilførsel til Odderbæk. Af Tabel 21 ses det at N-tilførslen falder fra 23,2 ton/år til 20,7 ton/år, svarende til en reduktion på 11 %. Det er antaget at tørven har en halveringstid på 1 år.

Ved ophør af dræning opstår der fugtige, vandlidende områder, hvor det ikke er muligt at dyrke jorden. Derfor vil der i forbindelse med sløjfning af dræn også være områder som ikke kan dyrkes (de vandlidende områder). Det antages at udbredelsen af de vandlidende områder ved ophør af dræning, vil svare til de vandlidende områder, der blev udpeget på baggrund af Figur 27. Det samlede areal af de vandlidende områder der ekstensiveres er 288 ha. I ovenstående beregning af N-tilførsel uden dræn på 20,7 ton/år, er ekstensivering af vandlidende områder ikke medregnet, hvilket betyder at effekten ved sløjfning af dræn er

underestimeret. Da der reelt ikke sker en udvaskning fra de vandlidende områder vil disse områder have en N-udvaskning på 0 kg/ha/år – reelt set en høj negativ udvaskning svarende til hvor meget kvælstof vådområder fjerner pr. ha. Ved korrektion af N-udvaskningen til 0 kg/ha/år for vandlidene områder fås at N-tilførslen uden dræn er 13,6 ton/år, svarende til en reduktion på 9,6 ton/år. Ved at sløjfe dræn reduceres N-tilførslen til Odderbæk derfor med 41 % (se Tabel 21).

Tabel 21: N-tilførsel med/uden dræn ($t_{1/2} = 1$ år)

Scenarie	N-tilførsel (ton/år)
Med dræn	23,2
Uden dræn	20,7
Uden dræn + ekstensivering	13,6

Ifølge scenarieberegningerne er det ikke N-reduktionen i selve tørven, der står for den største N-tilførsel, men derimod at de vandlidende områder omlægges fra marker til vådområder. N-reduktionen i tørv udgør 2,5 ton/år, mens omlægningen fra mark til vådområde bidrager med 7,1 ton/år.

Når vandspejlet hæves, vil opholdstiden i tørven også øges, hvilket øger N-reduktionen. Det er vanskeligt at vurdere halveringstiden i den øverste del af tørven (beregningsslag 1). For at vurdere hvordan N-reduktionen varierer i forhold til halveringstiden, laves der beregninger med $\frac{1}{2}$, 1 og 2 års halveringstid i beregningsslag 1. Dette fremgår af Tabel 22.

Tabel 22: N-tilførsel ved $t_{1/2}$ på: $\frac{1}{2}$, 1 og 2 år i beregningsslag 1

$t_{1/2}$ for beregningsslag 1 (år)	N-tilførsel (ton/år)
$\frac{1}{2}$	11,6
1	13,6
2	15,2

Ved sløjfning af dræn vil N-tilførslen, ifølge modelberegningerne, reduceres fra 23,2 ton/år til 11,6-15,2 ton/år. Det svarer til en reduktion i N-tilførslen på ml. 34 og 50 % når dræn sløjfes. Sløjfning af dræn er dermed en ret effektiv metode til reduktion af N-tilførslen til Odderbæk. Metodens fordele er at den reducerer meget kvælstof og giver nogle rekreative arealer og naturområder. Til gengæld vil sløjfning af dræn (i modsætning til scenarie 1) betyde at landbrugsområder må tages ud af produktion.

10. Diskussion

Muligheder og barrierer for operationalisering af metoden

For at kunne leve op til Vandrammedirektivet er der behov for en målrettet indsats på de landbrugsområder, der bidrager med den største N-tilførsel. N-tilførslen er af afgørende betydning for N-sårbare naturtypers økologiske tilstand, men er ikke den eneste faktor. En reduceret N-tilførsel til de sårbare naturtyper er ikke nødvendigvis ensbetydende med en forbedret økologisk tilstand. Vandløbenes økologiske tilstand påvirkes kun i ringe grad af N-tilførsel, hvorimod deres fysiske tilstand (udrettet eller mæandreret forløb) har langt større betydning. I søer og kystområder vil N-tilførslen have noget større betydning, da kvælstof oftest er den begrænsende faktor i forbindelse med eutrofiering (kvælstofmængden afgør størrelsen af algevæksten og dermed risikoen for iltsvind).

Implementering af Vandrammedirektivet kræver at der udvikles enkle metoder til at kortlægge hvilke områder indenfor et opland, hvor de N-sårbare recipienter får tilført kvælstof fra. Metoderne skal på den ene side være præcise og gengive lokale variationer i sårbarheden i forhold til N-tilførsel til recipienter. På den anden side skal metoderne være enkle at implementere på landsplan. To krav der umiddelbart virker modstridende.

Der er en udbredt mangel på konkret indsigt i N-transporten mellem rodzone og recipient. Den manglende indsigt skyldes i høj grad den store kompleksitet der er forbundet med forståelsen heraf. Det datagrundlag der foreligger i dag er meget grove informationer omkring hele vandløbsoplandes evne til nitratreduktion. Disse informationer er i stor udstrækning ubrugelige hvis der skal ske en målrettet indsats på markniveau fordi deloplandets reduktionsfaktor dækker over store variationer i de enkelte markers reduktionspotentiale.

Metoden *Udpejning af kvælstoffølsomme arealer* er i stand til at give detaljerede informationer om hvor de enkelte N-sårbare recipienter får tilført kvælstof fra. Her forudsættes det dog at der foreligger detaljerede informationer omkring området geologi, hydrologi, redoxforhold og arealanvendelse. Specielt redoxforholdene er yderst komplicerede. Metoden er ressourcekrævende og vil ikke være relevant som en generel metode til en landsdækkende kortlægning. Dertil vil metoden være for ressourcekrævende såvel tidsmæssigt som økonomisk. Imidlertid er der for mange oplande allerede udarbejdet selve grundvandsmodellen og heraf ligger baggrunden for metoden allerede klar til at arbejde videre på med at indarbejde redoxforhold. Den anvendte metode vil kunne indgå i områder, hvor der er særligt N-sårbare recipienter med en høj N-belastning. I områder hvor miljøindsatsen har særlig høj prioritet og hvor kvælstofbelastningens egentlige oprindelse ikke kendes, vil metoden kunne anvendes. En faktor der taler for en mulig implementering af metoden er, at det kun er nødvendigt at opstille modellen for N-transporten en gang, da der ikke indgår specifikke tal for rodzoneudvaskning, men udelukkende en relation mellem den enkelte marks N-udvaskning og den N-mængde der når den givne N-sårbare recipient. Det forudsættes dog at der ikke sker fysiske ændringer i vand- og N-transporten, fx ved sløjfning af dræn eller ved etablering af større grundvandsindvindinger. Sker dette, bør den opsatte model revideres.

Da N-tilførslen til vandløb i høj grad er styret af hydrologien og geologien vil der sandsynligvis være en tendens til at oplande med ens forhold også i nogen grad har ens forhold. Ved at bruge beregningsmetoden

på de enkelte ådalstyper vil der muligvis være et mønster i N-tilførslen, der knytter sig til den enkelte ådalstype. Der kunne evt. være tale om en udbygning af GOI-typologien, således at der ud fra en klassificering af ådalstypen med en vis sandsynlighed vil kunne kortlægges de mest N-sårbare arealer.

Til trods for at metoden er relativt ressourcekrævende viser modelberegningerne at der gælder en række generelle forhold, som vil kunne overføres til mange andre oplande. Det eksisterende vidensgrundlag omkring effektive N-reduktionstiltag, spiller i høj grad sammen med modelresultaterne: Det er de vandløbsnære områder, der bidrager med de største kvælstofmængder, og en effektiv reduktion af N-tilførslen kan ske ved en ekstensivering af de vandløbsnære områder og sløjfning af dræn. Styrken ved modelresultaterne er at der også udpeges områder som ikke eller kun i begrænset omfang bidrager med kvælstof. Således gør modellen op med den generelle regulering som hhv. over/underregulerer landbrugsarealer.

En mere målrettet indsats (uden at lave modelberegninger) kunne ske ved at:

- Ekstensivere vandløbsnære områder
- Sløjfe dræn (lave vådområder)
- Fokus på områder med lav/ingen N-tilførsel til vandløb

Den mest omkostningseffektive miljøindsats vil kunne opnås ved at målrette indsatsen i de vandløbsnære områder med de metoder, der allerede er alment anerkendte metoder: Sløjfning af dræn, ekstensivering af vandløbsnære områder mv. Samtidig skal der være et øget fokus på at der (ifølge modelberegningerne) er større dele af et vandløbsopland, som ikke bidrager med kvælstof og at en generel kvælstofregulering i disse områder har en meget lille effekt. Da der findes flere effektive metoder til en målrettet indsats, ligger udfordringen i højere grad på det rent administrative og økonomiske område.

Administrative og økonomiske udfordringer – hvem betaler regningen?

En differentiering af arealanvendelsen vil betyde at de enkelte landmænd reguleres forskelligt, alt afhængig af om deres marker ligger på N-følsomme arealer eller ej. En differentieret regulering betyder at nogle landmænd bliver pålagt store restriktioner i deres anvendelse af arealerne, mens andre i langt mindre grad bliver påvirket. Betragtes den differentierede miljøregulering ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv er der ingen tvivl om at en arealdifferentiering (svarende til dette projekts metode) er den mest omkostningseffektive måde, men er samtidig også den administrativt og økonomisk mest vanskelige at håndtere i forhold til generelle reduktionskrav. I forbindelse med Vandrammedirektivet er det ikke på forhånd besluttet hvem der skal betale regningen, kun at der skal vælges de mest omkostningseffektive løsninger, der giver mest miljø for pengene.

Men, hvem skal betale regningen? Der er flere måder at finansiere *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* på:

- Offentlig støtte til miljøforbedrende tiltag (EU, staten, regioner og kommuner)
- De ramte landmænd betaler selv regningen

Indtil nu er miljøindsatsen sket via generel regulering suppleret med mere målrettede naturprojekter (fx vådområder), som har været finansieret af EU, staten, regioner eller kommuner. Her har det offentlige gået ind og givet støtte til bl.a. naturgenopretningsprojekter. Hvis en plan for integreret arealplanlægning indebar en ekstensivering af ådale vil der via offentlig støtte kunne gives kompensation til de ramte lodsejere (ekspropriation). Det vil være en meget dyr måde at skabe miljøforbedringer på.

Endelig kunne det være en mulighed at de ramte landmænd selv betaler regningen, efter princippet om at forureneren betaler. Tiltagene i forhold til Vandrammedirektivet er omfattende, og det er spørgsmålet om de udelukkende kan finansieres via offentlige midler og støtteordninger. Da der skal foretages mange (vidtfavnende) tiltag er det ikke økonomisk muligt, at det offentlige hver gang skal kompenseres, og de N-sårbare recipienter burde måske i højere grad betragtes som en ressource på linje med grundvandsressourcen, som der bør værnes om og derfor skal forurenere betale. På vandforsyningsområdet har den der indvinder vand ansvaret for at det ikke strider mod beskyttelsen af de omgivende N-sårbare recipienter. Indvinderen skal selv undersøge indvindingens påvirkninger og skal herefter selv betale for eventuelle kompenserende tiltag. Dette kunne også gøres på landbrugsområdet, hvor landbruget skal lave kompenserende tiltag i forhold til de N-sårbare recipienter, som landbruget påvirker. Det betyder at den enkelte landmand skal lave kompenserende tiltag hvis han i nævneværdig grad tilfører kvælstof til N-sårbare recipienter.

Det er i landbrugets egen interesse at være proaktive og selv bidrage til at mindske N-tilførslen til N-sårbare recipienter inden højere instanser pålægger landbrugserhvervet tiltag. Tiltag som har langt større konsekvenser set i forhold til hvis landbruget var gået ind i et frivilligt samarbejde om nedbringelse af N-tilførsler

Hvordan kan udpegning af kvælstoffølsomme arealer sammentænkes med klima?

Klimaforandringer stiller nye udfordringer til landbrugets udslip af drivhusgasser, hvilket giver anledning til at sammentænke landbrugsplanlægning med den øvrige arealplanlægning. Det handler om at se klimaforandringerne som en mulighed frem for en barriere, for at forbedre samspillet mellem natur og landbrug.

Klimaforandringerne vil for Danmark betyde et varmere klima, hvilket forbedrer dyrkningsforholdene. Højere sommertemperaturer vil forøge risikoen for tørkeperioder om sommeren, mens der vil komme mere nedbør om vinteren i forhold til i dag. Pga. højere temperaturer, vil vækstsæsonen kunne forlænges, og høstudbyttet vil kunne forøges, hvilket øger behovet for gødskning. Øget gødskning og større nettonedbør (om vinteren) vil øge rodzoneudvaskningen. Den øgede rodzoneudvaskning betyder større tilførsel af kvælstof til søer og fjorde, samtidig med at de øgede temperaturer begunstiger algeopblomstringer og dermed risikoen for iltsvind. [Energistyrelsen, 2009]

Den øgede nedbør vil også medføre en stigende grundvandsstand og dermed flere vandlidende områder med oversvømmelse. Det medfører et øget behov for afdræning eller at dyrkning på de vandlidende områder opgives.

En arealdifferentiering med en ekstensivering af N-følsomme arealer, giver ikke ud fra vores vurdering direkte en miljømæssig effekt i forhold til klimatiltag, medmindre det sker i form af sløjfning af dræn og etablering af vådområder. Vådområder rummer til gengæld store perspektiver, både i forhold til at reducere N-tilførslen til N-sårbare recipienter og i forhold klimatiltag.

Miljømæssige gevinster ved vådområder:

- **Kvælstof**
 - Ekstensivering af ådale
 - Øget N-reduktion i vådområder
- **Klimatiltag**
 - CO₂-lagring
 - Kontrollerede oversvømmelser ved store nedbørsmængder

De miljømæssige gevinster ved etablering af vådområder vil, som tidligere vist i rapporten, medføre at N-tilførslen til vandløbet reduceres. I forhold til klimaændringer og nedbringelse af drivhusgasudslippet, er vådområder også en stor gevinst i forhold til CO₂-lagring og til kontrollerede oversvømmelser ved store nedbørsmængder.

Vådområder mindsker omsætningen af organisk materiale og øger dermed jordens CO₂-indhold. Ifølge [Gyldenkerne & Mikkelsen, 2005] vil 1 ha vådområde, i gennemsnit reducere emissionen med 8,5 tons CO₂ pr. ha.

Samlet set skal landbruget nedbringe sit CO₂-udslip med op til 3,8 mio. ton/år, svarende til ca. 30 % af den samlede danske CO₂-reduktion på 13 mio. ton/år. Ud af de 3,8 mio. ton/år udgør CO₂-binding i vådområder ca. 20 % af landbrugets samlede CO₂-reduktion. Der er derfor tale om at vådområder vil være et væsentligt bidrag til opfyldelse af Danmarks forpligtelser til reduktion af drivhusgasudslippet. [Fødevarerministeriet, 2008]

Det har været diskuteret om produktionen af lattergas (N₂O) via denitrifikation og efterfølgende emission af lattergas til atmosfæren, kan udgøre et væsentligt miljøproblem når der tilføres nitrat til vådområder. Lattergas er 310 gange kraftigere end CO₂. Undersøgelser af [Blicher-Mathiesen og Hoffmann, 1999; Fleischer et al, 1994; Weller et al, 1994] tyder dog på at lattergas ikke udgør et miljøproblem, og at størstedelen af lattergas omsættes til atmosfærisk kvælstof (N₂). Ifølge [Blicher-Mathiesen og Hoffmann, 1999] vil mindre end 5,9 % af vådområdets lattergas blive emitteret til atmosfæren. Hvis det pågældende område havde været drænet ville emissionen af lattergas have været 17 gange større.

Med udsigt til mere nedbør i vinterhalvåret og mere ekstremnedbør i sommerhalvåret vil der være forøget risiko for oversvømmelse af landbrugsjord. Vandløb vil gå over deres breder og oversvømme marker og ikke mindst byområder, hvor oversvømmelse udgør en stor fare. For at undgå at dette sker, kan vandløbsbunden hæves og genslynges således at der etableres vådområder (bufferområder) med styrede oversvømmelser, så kun udpegede arealer kommer under vand.

Helhedsorienteret planlægning i det åbne land

Dette projekt har udelukkende handlet om hvordan metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* kan mindske N-tilførslen til N-sårbare recipienter. I realiteten skal arealplanlægningen tilgodesee en lang række af interesser, som skal inddrages således at planlægningen i videst mulig omfang imødekommer de mange forskelligartede arealinteresser.

Arealplanlægningen i det åbne land handler i høj grad om at tænke helhedsorienteret og holistisk, og om at tænke i synergieffekter, således at et tiltag tilgodeser flere interesser. Herigennem øges omkostningseffektiviteten, til glæde for samfundsøkonomien. Ved fx at lave skovrejsning på udvalgte højbundslande opnås en højere naturværdi samtidig med at det kan yde beskyttelse for et sårbart grundvandsmagasin. Ekstensivering af ådale har en række synergieffekter, som betyder at det rent samfundsøkonomisk oftest er rentabelt: Tilbageholdelse af næringsstoffer, kontrollerede oversvømmelser, lavere fosforudvaskning, CO₂-binding, etablering af grønne korridorer (sammenhængende naturområder langs vandløb), jagt og fiskeri, rekreativ værdi (naturværdi) og højere biodiversitet.

Udgangspunktet for arealplanlægningen i det åbne land er hvordan vi som mennesker opfatter landskabet. Landskabet afspejler i dag samfundsudviklingen igennem de sidste flere hundrede år, hvor vi har betragtet landskabet og naturen, som noget der direkte skulle have en nytteværdi (dræning af ådale, intensiv dyrkning af jorden mv.). Fortsætter den intensive udnyttelse af landskabet vil der være en risiko for at økosystemet radikalt ændrer karakter og at naturressourcernes kvalitet bliver stærkt forringede. I fremtiden er der behov for en bedre balance mellem det at *benytte* og *beskytte* landskabet og naturen.

Den rette balance mellem det at *benytte* og *beskytte* naturen handler om opfattelsen af landskabet og naturen, hvilket konkret skal omsættes til praksis via en politisk vilje til at sætte naturen og landskabet på dagsordenen, og se miljøindsatsen som en investering i fremtidens samfund frem for en udgift. Danmark er et rigt land som, i modsætning til mange andre lande, har råd til at foretage en effektiv miljøbeskyttelse – en miljøbeskyttelse som bl.a. ville kunne løses hvis landbrugets miljøbelastning mindskes. Spørgsmålet er ikke om hvorvidt vi er villige til at yde en tilstrækkelig stor miljøindsats, men nærmere om vi *har råd til at lade være*. En investering i natur- og vandmiljø sikrer en bæredygtig udnyttelse af naturressourcerne på lang sigt og er således forudsætningen for et rigt og velfungerende samfund i fremtiden.

11. Konklusion

Et af de største miljøproblemer for natur- og vandmiljø i Danmark er de store N-tilførsler, bl.a. forårsaget af den intensive landbrugsdrift. Dette har medført en forringet miljøtilstand for akvatiske og terrestriske naturtyper samt en forringet grundvandskvalitet. Med indførelsen af EU's Vandrammedirektiv stilles der krav om en væsentlig minimering af N-tilførslen. Siden 1980'erne har der været anvendt generelle reduktionskrav til landbruget, men med de nye krav fra bl.a. EU's vandrammedirektiv er der behov for en langt mere målrettet miljøindsats.

Med udgangspunkt i de skærpede krav til miljøindsatsen, har formålet med dette projekt været at vise hvordan arealplanlægningen kan tilgodesee både miljømæssige og landbrugsmæssige interesser gennem en integreret arealplanlægning. Som case er anvendt oplandet til Odderbæk, hvor der er taget udgangspunkt i at målrette indsatsen ved at kortlægge de arealer, der bidrager med de største kvælstofmængder til Odderbæk. På baggrund af en grundvandsmodel er kvælstofs strømningsveje mellem landbrugsarealer (rodzone) og vandløb beregnet. Ved at tage højde for N-reduktion i den iltfrie del af grundvandszonen (under redoxfronten) og i tørveaflejringer langs vandløb, kan den direkte relation mellem N-udvaskningen fra rodzonen og tilførslen til vandløbet beregnes.

Mellem rodzone og vandløb fjernes ca. 75 % af den kvælstofmængde der udvaskes fra landbrugsarealerne. Modelberegningerne viser at 60 % af N-reduktionen sker under redoxfronten, mens 40 % sker i tørveaflejringerne i ådalsmagasinet. N-tilførslen fra drænedede områder og de vandløbsnære arealer står for langt hovedparten af den samlede N-tilførsel til Odderbæk, og modelberegningerne viser at områder længere væk fra vandløbet ikke tilfører kvælstof til Odderbæk. For at tage hensyn til tidsforsinkelsen mellem rodzone og vandløb er der lavet tidskorrigerede modelberegninger, der viser at det er muligt at simulere N-tilførslen til Odderbæk fra år til år.

Ved anvendelse af modelresultaterne opstilles tre scenarier, der viser den miljømæssige effekt af en ændret arealanvendelse. Scenarie 1 viser, at N-tilførslen til Odderbæk kan reduceres med 5 % uden tab af høstudbytte, ved at øge høstudbyttet på mindre N-følsomme arealer mod til gengæld at ekstensivere de N-følsomme arealer. Scenarie 2 viser at ekstensivering af områder med en højere N-tilførsel end 70 kg/ha/år resulterer i en reduktion i N-tilførslen til Odderbæk på 40 %. Scenarie 3 viser at sløjfning af dræn reducerer N-tilførslen med 34-50 %.

Metoden *Udpegning af kvælstoffølsomme arealer* kan benyttes som inspirationskilde til en mere målrettet miljøindsats. Der er behov for at metoden sammentænkes i en helhedsorienteret planlægning af det åbne land, hvor også hensyn til bl.a. klimaforandringer, fosfortilførsel, rekreative områder, sammenhængende natur og grundvandsinteresser tilgodeses.

Litteraturliste

Aars Kommune (2003):

Regulativ for Oddebæk og Afløb fra Gislum enge 2003

AGWAPLAN, 2009:

Deltagelse i AGWAPLAN-konferencen (2009) *Improved water quality through good agricultural practices* den 14.-15. januar 2009. Se evt. <http://www.agwaplan.dk>.

Arealinformation, 2009:

Miljøministeriet, KL, Danske Regioner & Den Digitale Taskforce. *Arealinformation*. Danmarks Miljøportal – Data om miljø i Danmark. Lokaliseret på <http://kort.arealinfo.dk>

Asman, 2004:

Asman, Willem A. H. (2004) *Lokal deposition af ammoniak*. Tidsskriftet Vand & Jord. - Årg. 11, nr. 4 2004.

Birk Domino & Grønkjær Hansen, 2004:

Birk Domino, Helle & Grønkjær Hansen, Arne. Dansk Landbrugsrådgivning (2004) *Atmosfærisk deposition – et problem*. Lokaliseret på:

http://www.lr.dk/bygningerogmaskiner/informationsserier/amoniaklugt/al_atmosfaerisk_deposition.htm#Kv%C3%A6lstofdeposition%20til%20landomr%C3%A5der

Blicher-Mathiesen et al., 2006:

Blicher-Mathiesen G., Andersen, P.M., Grant, R., Olsen B.Ø. (2006) *Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Oddebæk*. Danmarks Miljøundersøgelser.

Blicher-Mathiesen et al., 2007:

Blicher-Mathiesen, G. et al. (2007) *Kvælstofreduktion fra rodzonen til kyst for Danmark – fagligt grundlag for et nationalt kort*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 616/2007.

Blicher-Mathiesen og Hoffmann, 1999:

Blicher-Mathiesen, G. and Hoffmann, C.C. 1999. *Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen*. Journal of Environmental Quality, Vol. 28, no. 1

ConTerra, 2009:

ConTerra (2009). Dataudtræk fra CtTools. Se evt. www.ConTerra.dk. ConTerra beskæftiger sig primært med rådgivning og udvikling indenfor den miljørelaterede landbrugsadministration, herunder bl.a. jordbundskortlægning og analyse af landbrugsrelaterede registerdata.

Dahl et al., 2004:

Dahl et al. (2004) *Videreudvikling af ådalstypologi – Grundvand-overfladevand Interaktion (GOI)*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 16/2004.

Dahl et al., 2005:

Dahl et al. (2005) *Afslutning af ådalstypologi – Grundvand-Overfladevand Interaktion*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 17 2005.

Dansk Landbrug, 2007:

Dansk Landbrug (2007) *Dansk landbrug i tal 2007*. Kapitel 2 Produktion.

Dansk Landbrug et al., 2009: 1

Dansk Landbrug (marts 2009) *Dansk Landbrugs plan for Grøn Vækst*

DJF, 2004:

Jørgensen, Uffe (2004) *Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab – faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III*. DJF rapport Markbrug nr. 103/maj 2004.

DMU, 2004:

Beregninger af nettonedbør er foretaget af DMU, Danmarks Miljøundersøgelser ved DAISY-simuleringer.

DMU, 2008:

DMU, Danmarks Miljøundersøgelser (2008) *Videnbehov for implementering af Vandrammedirektivet i Danmark*, Danmarks Miljøundersøgelser

Energistyrelsen, 2009:

Energistyrelsen (2009) *Klimatilpasning i landbruget*. Videnscenter for klimatilpasning. Lokaliseret på: <http://www.klimatilpasning.dk/da-DK/Landbrug/Sider/forside.aspx>

Ernstsen et al., 2001:

Ernstsen, Vibeke, Henriksen, Hans Jørgen, Von Platen, Frantz og Grønlands Geologiske Undersøgelser (2001) *Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen*. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 24/2001.

EU, 2000:

EU (2000) *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. EF-Tidende nr. L 327 af 22/12/2000 s. 0001 – 0073. Vandrammedirektivet.

Fleischer et al, 1994:

Fleischer, S., Gustavson, A., Joelsson, J., Pansar, J. and Stibe, I. (1994) *Nitrogen removal in created ponds*. *Ambio*, Vol. 23, no. 6.

Fødevarerministeriet, 2008:

Fødevarerministeriet (2008) *Landbrug og Klima – analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser*. Fødevarerministeriet, december 2008.

GEUS, 2004:

Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser (2004). *Grundvand 2004. Status og udvikling 1989-2004*.

GEUS, 2009:

Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser (2009) *Jupiter-database*. Landsdækkende database for grundvands-, drikkevands-, råstofs-, miljø- og geotekniske data.

Grant, 2005:

Grant, Ruth (2005) *Landbrug og vandmiljø sammenlignet med resten af Europa*. Plantekongres 2005

Gundersen et al., 1998

Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. (1998) *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios*. *Environmental Pollution* 102, S 403-407

Gyldenkærne & Mikkelsen, 2005

Gyldenkærne, Steen & Mikkelsen, Mette (2005) Evaluering af mulige tiltag til reduktion af landbrugets metanemissioner. Kapitel 5. *Inddragelse af landbrugstiltag i den nationale emissionsopgørelse*. Danmarks miljøundersøgelser.

Hansen, 2006

Hansen, Tina Svan (2006) *Fremtidens forvaltning af naturen og arealanvendelse i det åbne land*. FOKUS, maj 2006

Hansen, 2009:

Hansen, John Gunnar (2009) *Modelværktøjer til beregning af kvælstofpåvirkning fra landbrug i opland til vandområder*.

Hasler et al., 2002:

Hasler, Berit, Hansen, Vibeke, Petersen, Charlotte Juel (2002) *Målrettet miljøregulering? En analyse af differentieret og generel miljøregulering i landbruget*. AFK forlaget, maj 2002.

Jensen, 1991:

Jensen, Egon (1991) *Landbrug og miljø*. Geografforlaget, 1991.

Kloppenborg Nielsen et al., 2008:

Nielsen, Mikkel Kloppenborg et al. (2008) *Vurdering af miljømæssige konsekvenser af udvidelser af husdyrbrug*. Slutrapport, oktober 2008. Århus Kommune.

KMS, 1870:

KMS (1870) Målebordsblade 1842-1899, 1:25.000. Lokaliseret på: <http://kms.dk>

Miljøcenter Aalborg, 2008:

Data for vandføring, kvælstofkoncentrationer mv. for oplandet til Oddebæk.

Miljøministeriet, 2006:

Miljøministeriet (2006) *Basisanalyse for område 30 Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals Ådal*. Lokaliseret på: http://www.vandognatur.dk/Emner/Naturplaner/Naturomraader/30_Lovns_Bredning_Hjarbaek_Fjord_og_Skals_aadal.htm

Miljøministeriet, 2007a:

Miljøministeriet og Amterne i Danmark (2007) *Ny vandplanlægning i Danmark – arbejdsprogram, tidsplan og høringsproces*.

Miljøministeriet, 2007b:

Miljøministeriet (2007) *Fakta om EU's vandrammedirektiv*. Lokaliseret på: http://www.blst.dk/Vandrammedirektivet/Fakta+om+vandrammedirektivet/06010000.htm#Vandrammedirektivets_form%C3%A5I

Mossin & Olesen, 2003:

Mossin, Lone, Olesen, Henrik (2003) *Grundvandets kemi – et vigtigt bidrag til indsatsplanlægningen*. Geologisk Nyt nr. 1, 2003.

Nilsson et al., 2003:

Nilsson, Bertel (2003) *Hydrokemisk interaktion mellem grundvand og overfladevand (HYGRO) – en metode til klassificering af ådale i typeområder*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 10, 2003.

Nyegaard et al., 2003:

Nyegaard, P., Larsen, C.L., Juhler, R., Brüch, W., Rasmussen, P., Henriksen, H.J., Sonnenborg, A., Pedersen, B.A., von Platen, F., Stockmarr, J., Rasmussen, K., Jørgensen, L.F., Merckelsen, P. & Larsen, U. *Grundvandsovervågning 2003*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Miljøministeriet. December 2003.

Pers. com. Jens Christian Refsgaard, 2009: Mailkorrespondence

Pers. com. Kirsten Broch: Samtale med Kirsten Broch 28. okt. 2008

Projektgruppen, 2008:

Billeder taget af projektgruppen d. 3. november 2008

Regeringen, 2009:

Regeringen (2009) *Grøn Vækst*. April 2009

Rølmer Hansen et al., 2006:

Rølmer Hansen, Jeppe, Rasmussen, Per, Baun Christensen, Britt Stenhøj (2006) *Modellering af vand og nitrat i mættet zone og vandløb i landovervågningsoplandet Odderbæk (LOOP2)*. Slutrapport, GEUS.

Skov- og naturstyrelsen, 2003:

Skov- og naturstyrelsen (2003) *Genopretning af vådområder*. Hæfte 2: Hydrologi, stofomsætning og opmåling, afsnit 1-2.

Skov- og Naturstyrelsen, 2005:

Skov- og Naturstyrelsen (2005) *Landbrugsdrift og Natura 2000*. Udgivet af Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen i samarbejde med Dansk Landbrugsrådgivning, 2005.

Skov- og Naturstyrelsen, 2007a:

Skov- og Naturstyrelsen (2007) *Kortværk over "Nitratklasser" og "Oplande til Natura 2000 områder og lavbundsarealer"*. Miljøministeriet d. 23. januar 2007.

Skov- og Naturstyrelsen, 2007b:

Skov- og Naturstyrelsen (2007) *Miljømålsloven – ny planlægning*.

Spitz & Moreno, 1996:

Spitz, Karlheinz & Moreno, Joanna (1996) *A practical guide to groundwater and solute transport modelling*. John Wiley & Sons Inc, 1996.

Thorling, 2008:

Thorling, Lærke (2008) *Nitrat i grundvand og mættet zone*. Præsentation på Koldkærgård, 23. januar 2008

Weller et al, 1984:

Weller, D.E., Correll, D.L. and Jordan, T.E. (1994) *Denitrification in riparian forests receiving agricultural discharges*.

Wiggers, 2007:

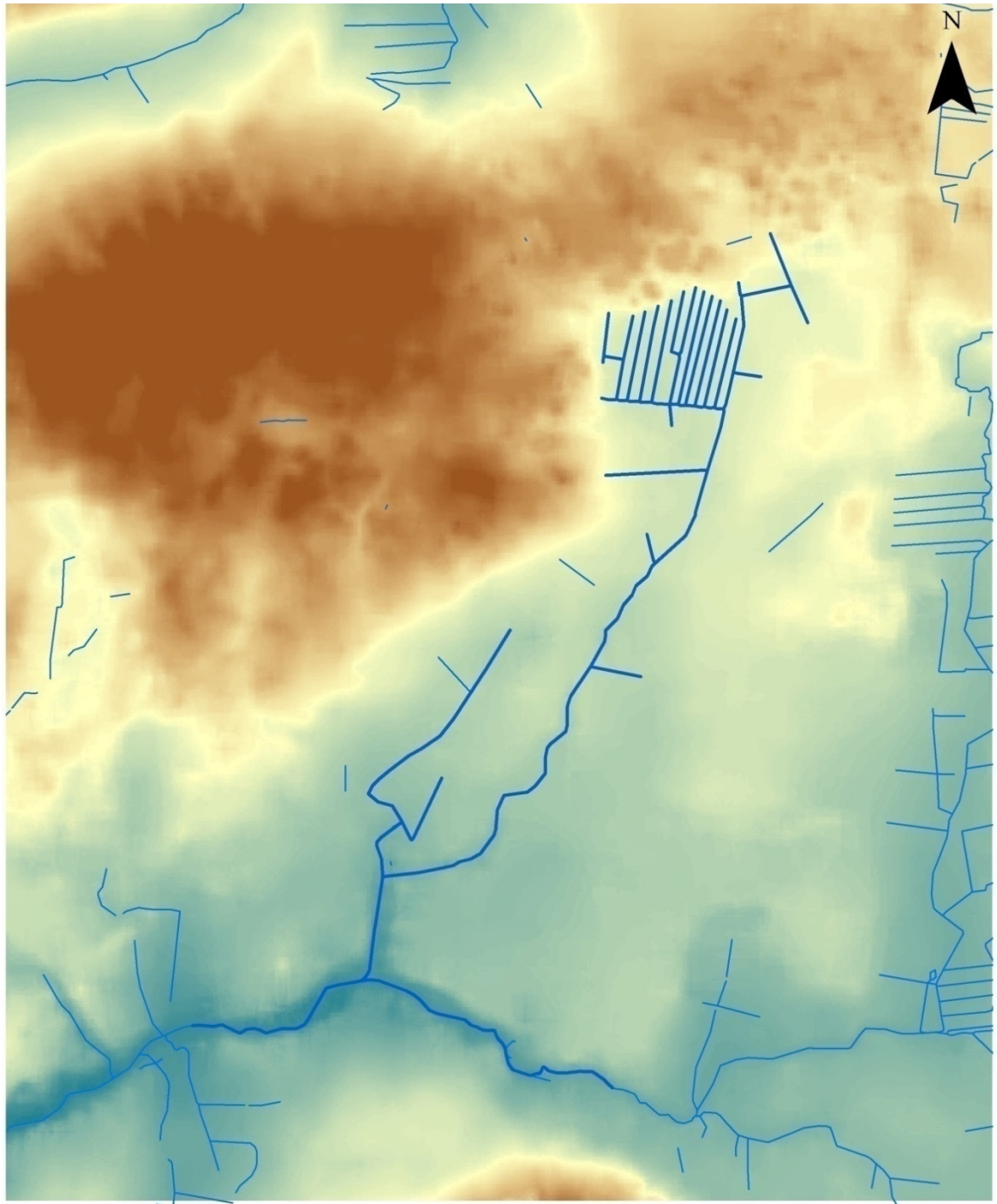
Wiggers, Lisbeth (2007) *Vandafstrømning og jordbundsforhold*. Vand & Jord, 14. årgang, 3. september 2007, p. 109-112.

Bilag 1. Landbrugets miljøregulering

Lov/plan	Mål	Virkemidler	Implementering
Miljømålsloven	Fastlægger rammerne for beskyttelsen af overfladevand og grundvand samt for planlægning inden for de internationale naturbeskyttelsesområder.	Opstiller rammerne og retningslinjerne for vandplanerne	Vandplaner (Miljøcentrene) og indsatsplaner (kommunerne)
Vandløbsloven (1982)	At tilstræbe at sikre, at vandløb kan benyttes til afledning af vand, navnlig overfladevand, spildevand og drænvand. Fastsættelse og gennemførelse af foranstaltninger efter loven skal ske under hensyntagen til de miljømæssige	Opstiller rammerne for udarbejdelse af vandløbsregulativ. Regulering. Restaurering. Dyrkningsfri bræmmer på 2	Vandløbsregulativer
Naturbeskyttelsesloven (1992)	At værne om landets natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelse af dyre- og plantelivet.	§3-områder: Beskyttede naturtyper, vandløb og søers tilstand må ikke ændres	Natura 2000-planen (staten) Handleplanen til gennemførelse af Natura 2000-planen (kommuner)
Vandforsyningsloven	At sikre, at anvendelsen og beskyttelsen af grundvand og ferskt overfladevand sker efter en samlet planlægning, der både tager hensyn til samfunds- og naturmæssige behov.	Tilladelser Tilsyn og krav til fysiske anlæg, kvantitet og kvalitet. Udpegning af særligt sårbare områder	Indsatsplan for beskyttelse af grundvandet i særligt sårbare områder, og foranstaltninger til beskyttelse af grundvandet, så den fremtidige drikkevandsressource bliver sikret (kommuner)
Miljøbeskyttelsesloven (2001)	At medvirke til at værne natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet.	Tilladelser til udledning i vandløb Grønne regnskaber	
Gødskningsloven	At regulere jordbrugets anvendelse af gødning og fastsætte krav om etablering af plantedække med henblik på at begrænse udvaskningen af kvælstof.	Regulering af kvælstofnorm Efterafgrøder Ændret standardsædskifte	

Husdyrbrugsloven	At medvirke til at værne om natur, miljø og landskab, således at udviklingen af husdyrproduktionen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskers livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet.	Miljøgodkendelser af anlæg og arealer.
Planloven (1992)	At sikre, at den sammenfattende planlægning forener de samfundsmæssige interesser i arealanvendelsen og medvirker til at værne landets natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet.	EU's VVM-direktiv
Okkerloven	At forebygge og bekæmpe okkergener i vandløb, søer eller havet	Godkendelse til udgrøftning eller dræning af jordbrugsarealer
IPPC-direktivet	At undgå og minimere de forurenende emissioner til luft, vand og jord, og også affald, fra industri- og landbrugsvirksomheder med henblik på at nå et højt miljøbeskyttelsesniveau	Miljøgodkendelse for svine- og fjerkræfarme over ca. 250 dyreenheder
Vandmiljøplan III	At nedbringe kvælstofbelastningen af det danske vandmiljø.	Kvoter og afgifter på N og P Beskyttelse af sårbar natur Stop for udvidelse af husdyrbrug indenfor nye beskyttelseszoner

Bilag 2. Beregning af topografisk opland



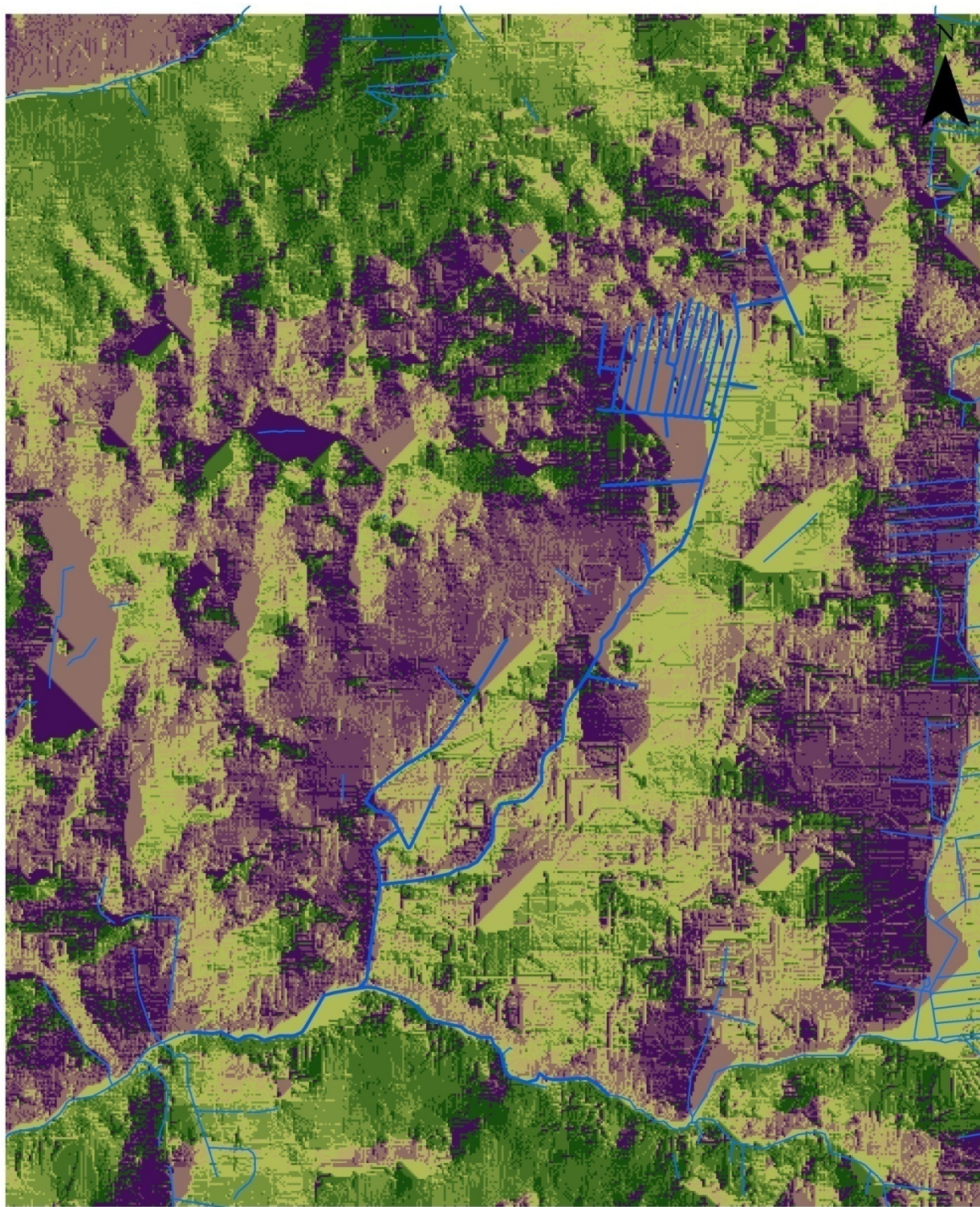
Topografi (moh) KMS ——— Odderbæk

High : 58

——— Vandløb

Low : 6,95

0 375 750 1.500 m

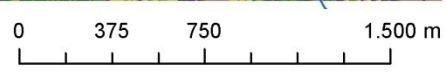


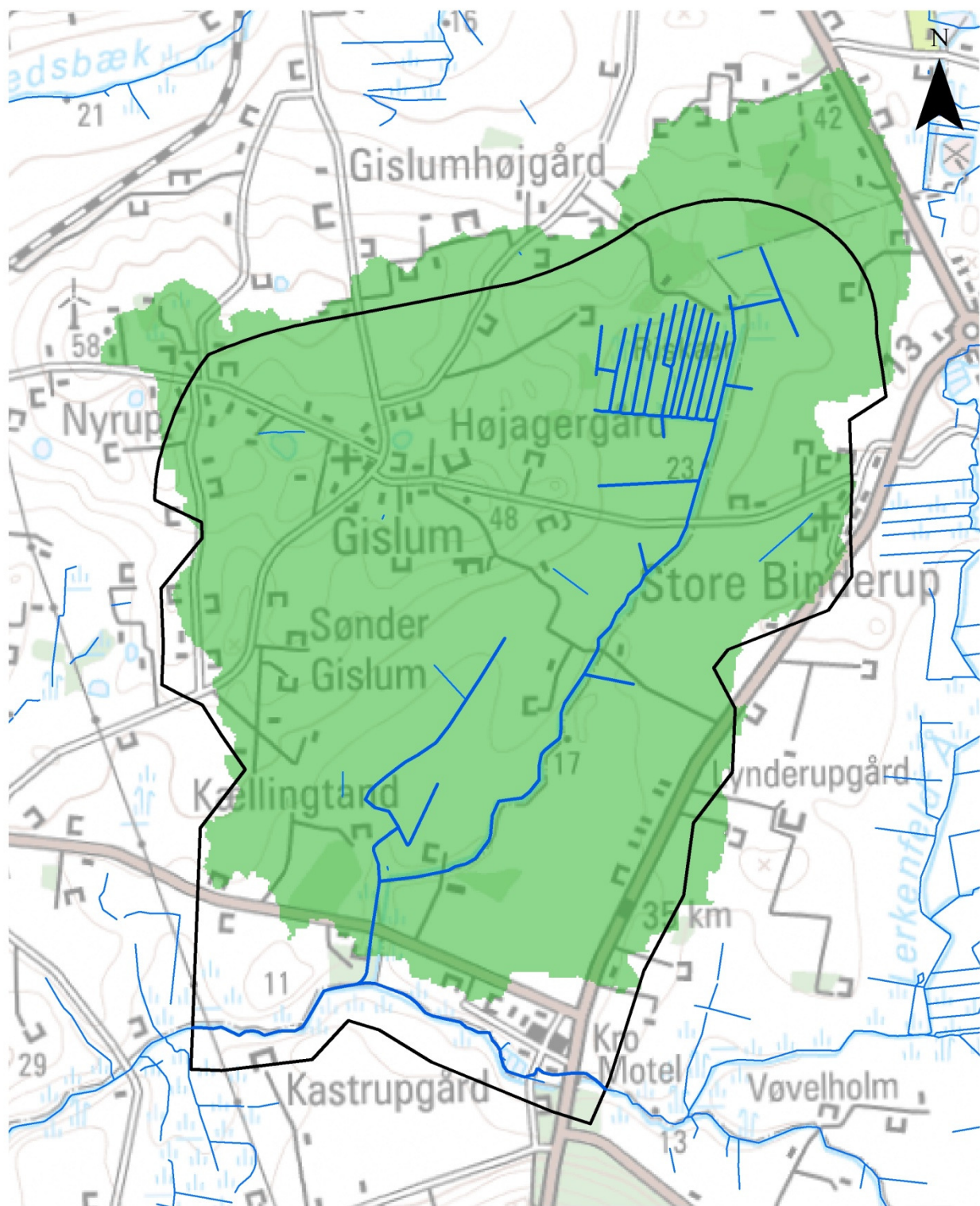
Flow direction



- 1 (East)
- 2 (South-east)
- 4 (South)
- 8 (South-west)
- 16 West
- 32 (North-west)
- 64 (North)
- 128 (North-east)

— Vandløb
— Oddebæk

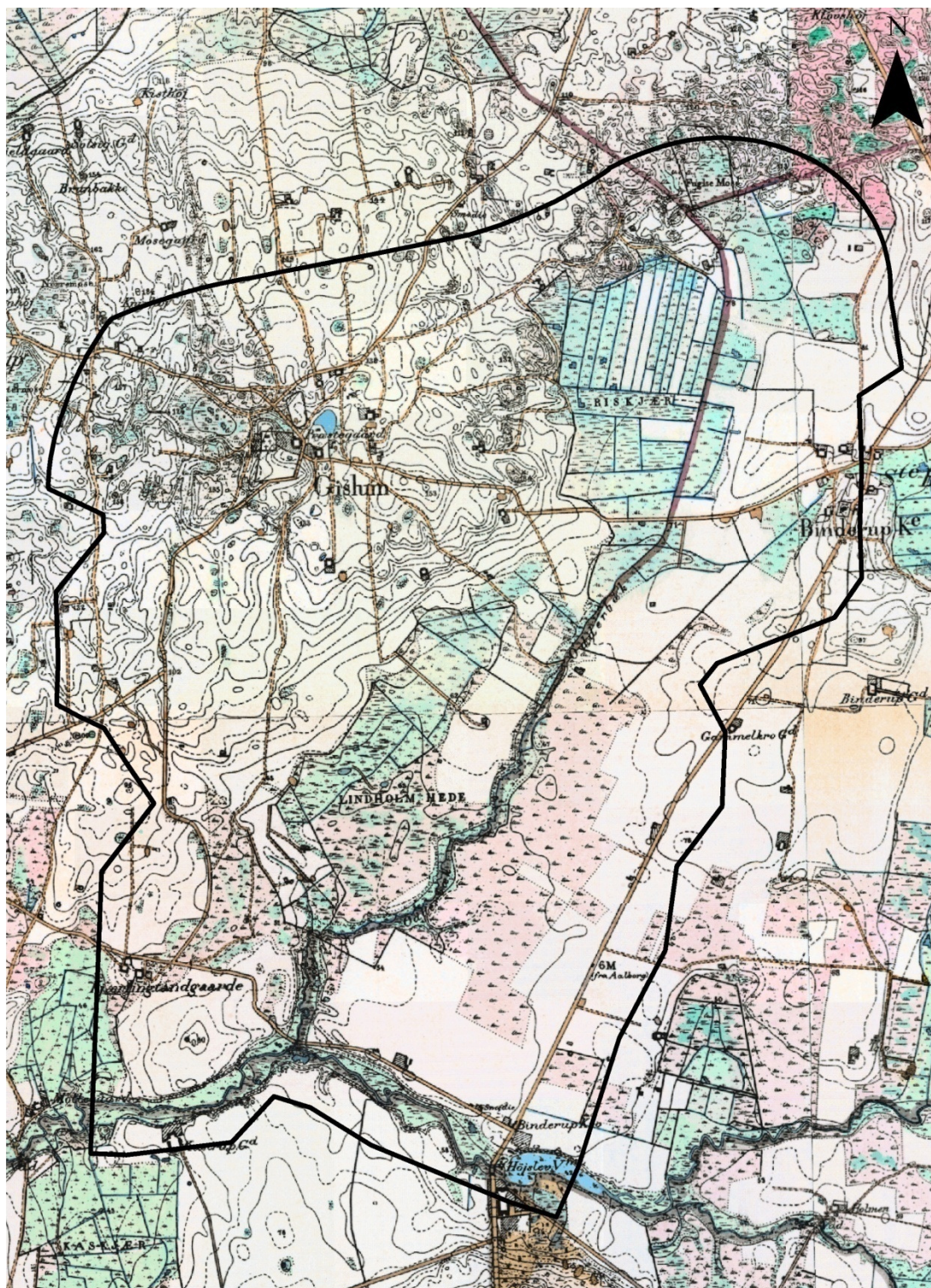




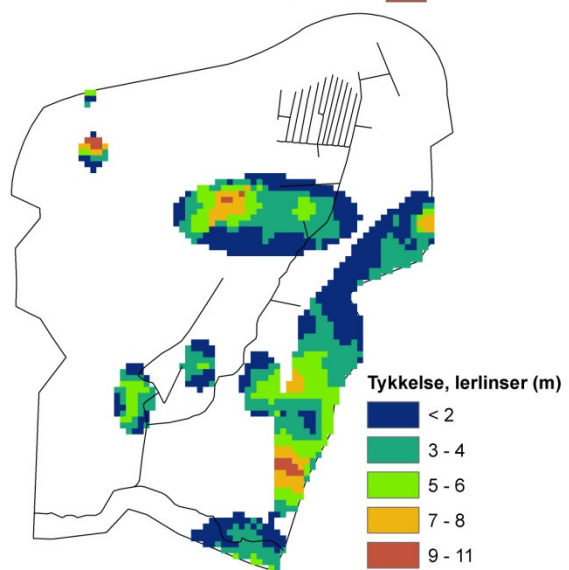
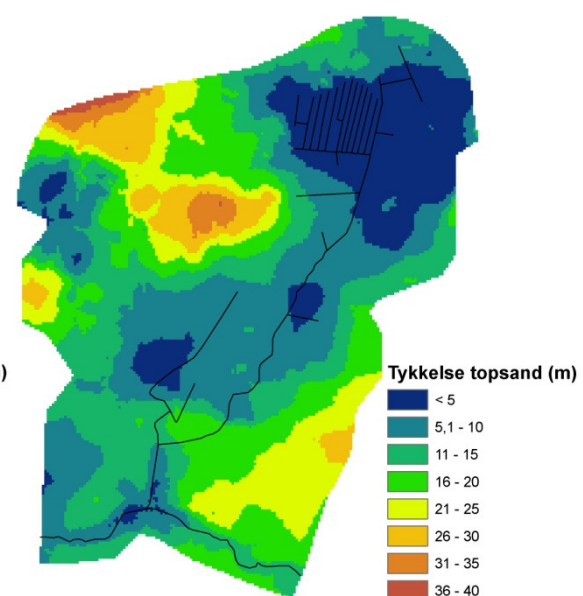
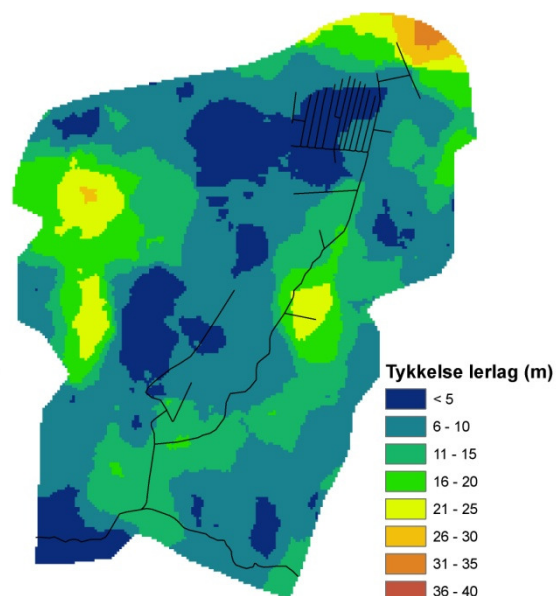
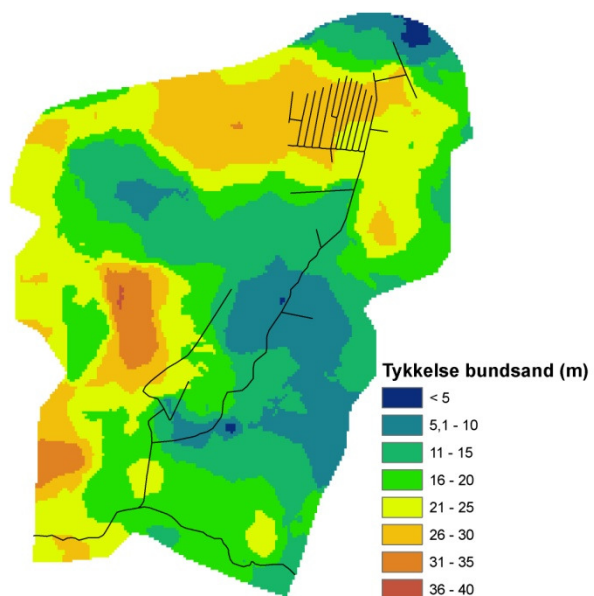
- Watershed (topografisk opland)
- Modelafgrænsning
- Vandløb
- Odderbæk

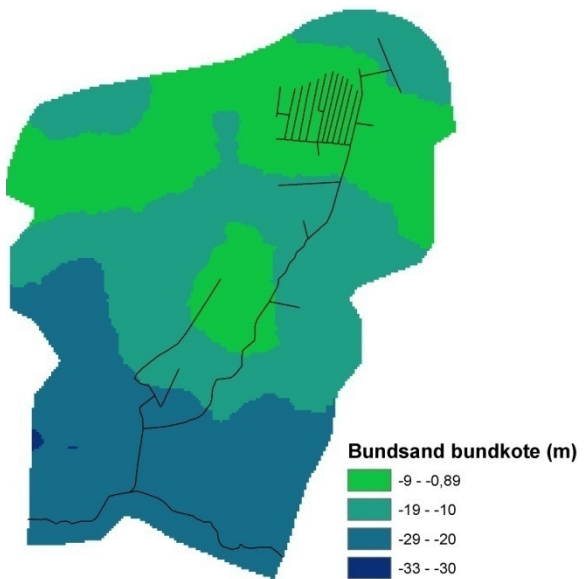
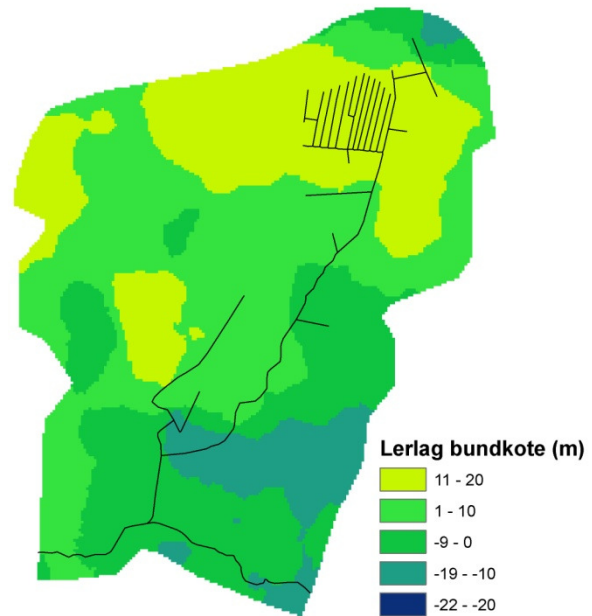
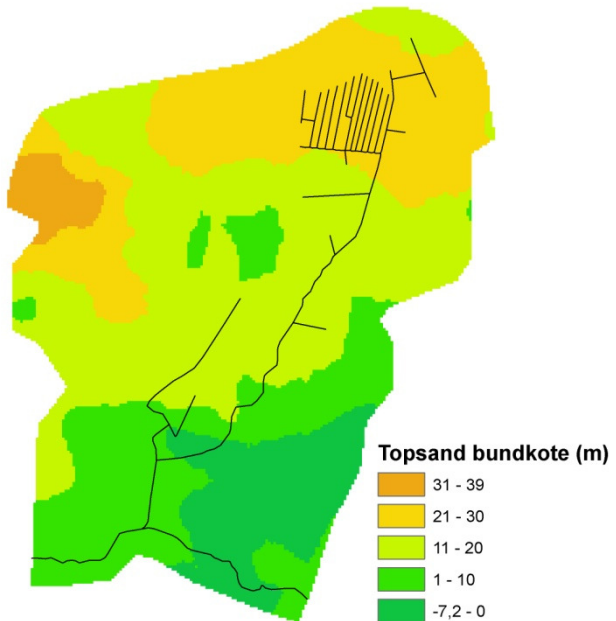
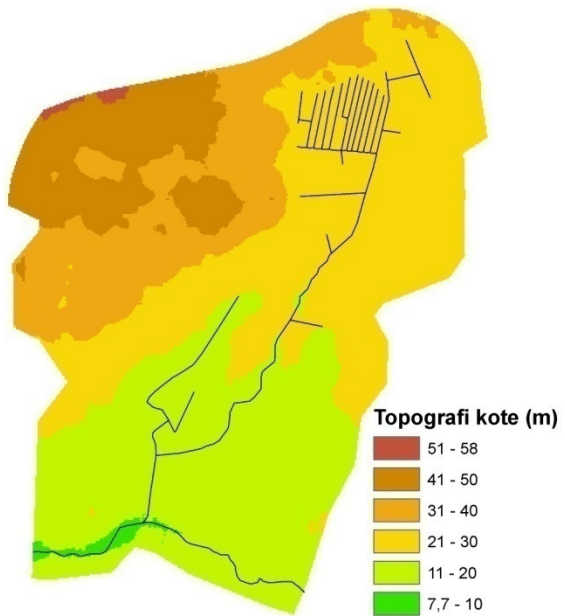
0 375 750 1.500 m

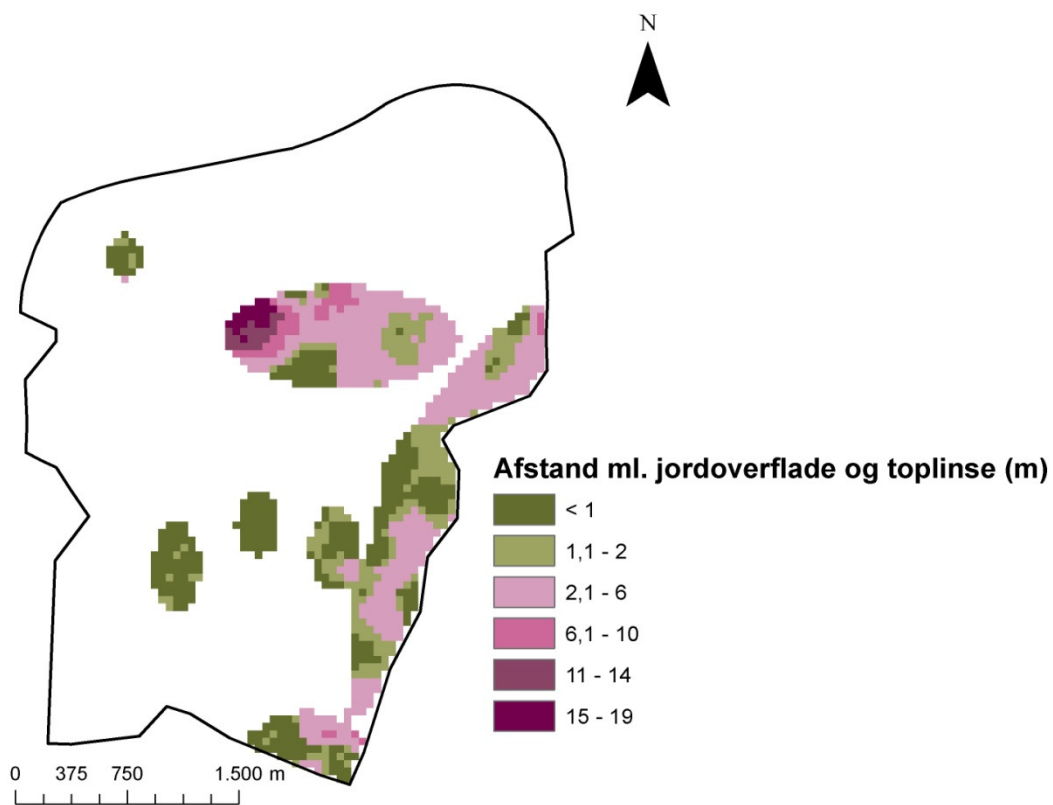
Bilag 3. Målebordsblade 1842-1899 1:25.000



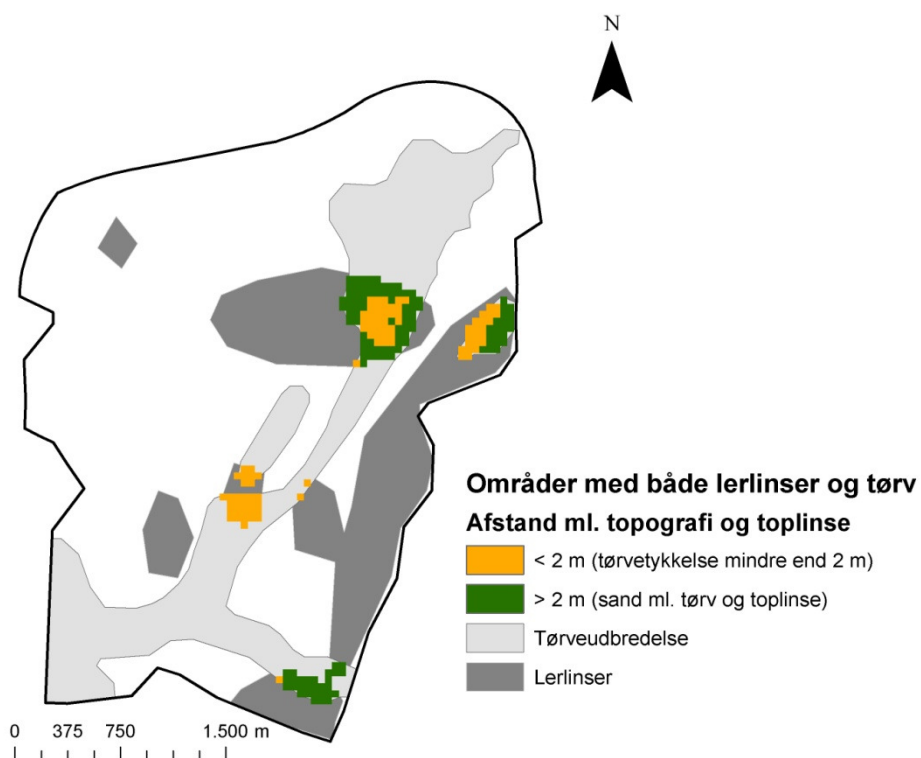
Bilag 4. Geologisk model







I områder med både lerlinser og tørv prioriteres lerlinserne højest, således at tørvlaget bliver < 2 m, hvis lerlinsens topkote < 2 m fra jordoverfladen.

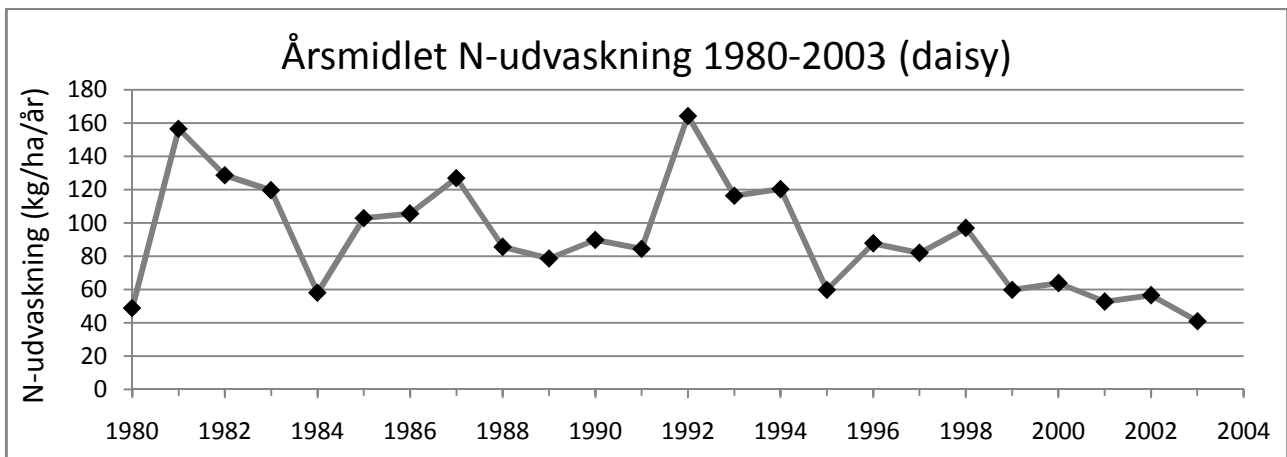


Bilag 5. Vandafstrømning og kvælstofudvaskning for Odderbæk 1980-2003

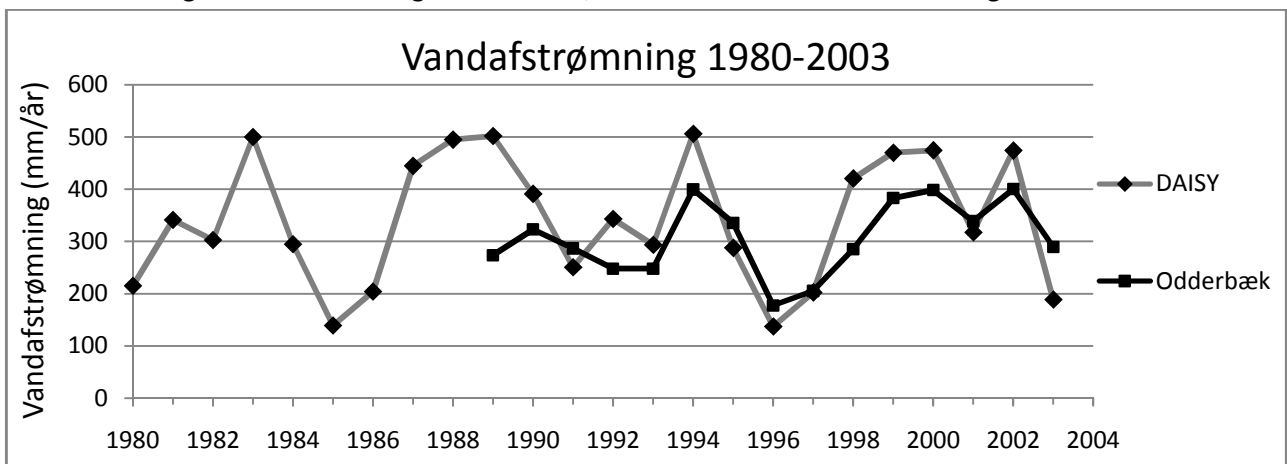
Tidsserier for DAISY-simuleringer

Oplandsareal: 828 ha (beregnet ud fra grundvandsmodel)

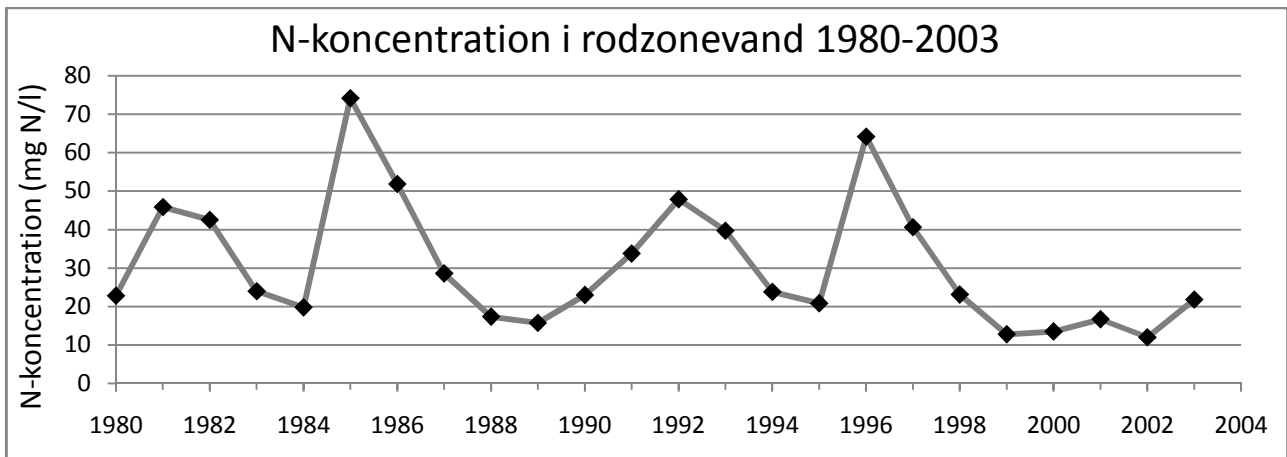
År	N-udv. g/m ² /sek)	N-udv. (kg/ha/år)	Nettonedbør (mm/dag)	Nettonedbør (m/år)	Nettonedbør (m ³ /ha/år)	Nettonedbør (l/ha/år)	N-konc . (mg/l)	Afstrømning Odderbæk (l/sek)	Afstrømning Odderbæk (mm/år)
1980	1,55e-07	48,9	0,589	0,215	2148,4	2148435	22,77		
1981	4,96e-07	156,6	0,935	0,341	3413,8	3413776	45,86		
1982	4,08e-07	128,7	0,829	0,303	3026,9	3026928	42,52		
1983	3,80e-07	119,7	1,371	0,500	5002,7	5002651	23,93		
1984	1,84e-07	58,1	0,808	0,295	2947,7	2947700	19,73		
1985	3,26e-07	102,9	0,380	0,139	1387,6	1387595	74,14		
1986	3,35e-07	105,7	0,558	0,204	2038,1	2038143	51,86		
1987	4,03e-07	127,0	1,218	0,445	4447,0	4447040	28,56		
1988	2,72e-07	85,7	1,356	0,495	4950,6	4950578	17,31		
1989	2,50e-07	78,7	1,375	0,502	5018,8	5018788	15,68	71,9	274
1990	2,85e-07	89,8	1,072	0,391	3912,1	3912083	22,97	84,8	323
1991	2,68e-07	84,5	0,687	0,251	2506,0	2506002	33,73	75,3	287
1992	5,21e-07	164,2	0,940	0,343	3430,6	3430550	47,87	65,1	248
1993	3,69e-07	116,3	0,804	0,293	2934,5	2934475	39,64	65,1	248
1994	3,82e-07	120,3	1,387	0,506	5063,1	5063116	23,77	104,8	399
1995	1,90e-07	59,8	0,788	0,288	2876,0	2876000	20,80	88,1	335
1996	2,79e-07	87,8	0,375	0,137	1369,2	1369210	64,15	46,6	178
1997	2,60e-07	82,1	0,554	0,202	2021,7	2021731	40,59	53,9	205
1998	3,08e-07	97,0	1,153	0,421	4206,9	4206911	23,07	74,8	285
1999	1,90e-07	59,8	1,287	0,470	4698,6	4698603	12,74	100,5	383
2000	2,03e-07	64,0	1,301	0,475	4746,9	4746904	13,48	104,5	398
2001	1,67e-07	52,8	0,869	0,317	3170,9	3170852	16,65	88,9	339
2002	1,80e-07	56,7	1,299	0,474	4741,7	4741746	11,95	105,0	400
2003	1,30e-07	41,1	0,516	0,188	1884,9	1884938	21,78	76,0	290



Den årsmidlede N-udvaskning er foretaget på baggrund af daglige DAISY-simuleringer. Der er herefter fundet en årsgennemsnitlig N-udvaskning, som er plottet på ovenstående figur. Generelt set er der en tendens til aftagende N-udvaskning fra rodzonen, hvilket er ret markant fra 1992 og fremefter.



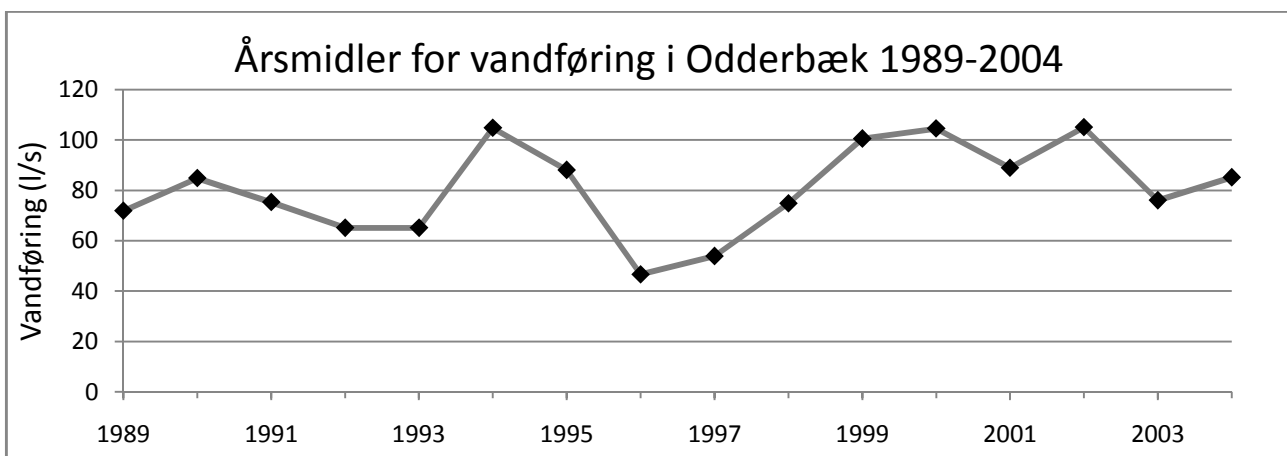
På samme måde som N-udvaskning er der ud fra DAISY-simulering beregnet en årsmidlet nettonedbør (grå signatur). Disse er herefter sammenholdt med årsmidlede vandføringer ved udløbet fra Odderbæk, som generelt har mindre udsving fra år til år. Dette skyldes formentlig at et betydeligt bidrag til Odderbæk kommer fra grundvand som er flere år undervejs, dvs. at der er en forsinkelse/udjævning i systemet. De årsmidlede vandføringer er omregnet til en nettonedbør ved anvendelse af et oplandsareal på 828 ha, der er fundet ud fra en grovkalibreret grundvandsmodel i GMS. Ved anvendelse af forskellige oplandsarealer fås relativt store forskelle i vandafstrømningen. Derfor er en korrekt beregning af vandføringsstationens oplandsareal et krav hvis vandføringsmålingerne skal være brugbare til at estimere vandafstrømningen.



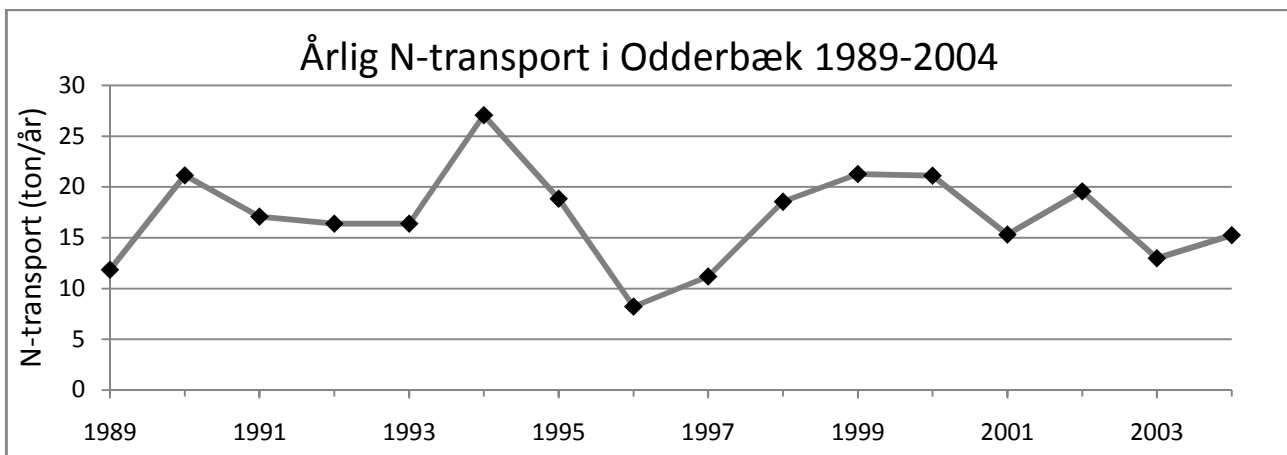
Ud fra N-udvaskningen og nettonedbøren beregnes N-koncentrationen i rodzonevandet, således at der korrigeres for at våde år oftest har en større udvaskning.

Vand- og kvælstoftransport i Oddebæk

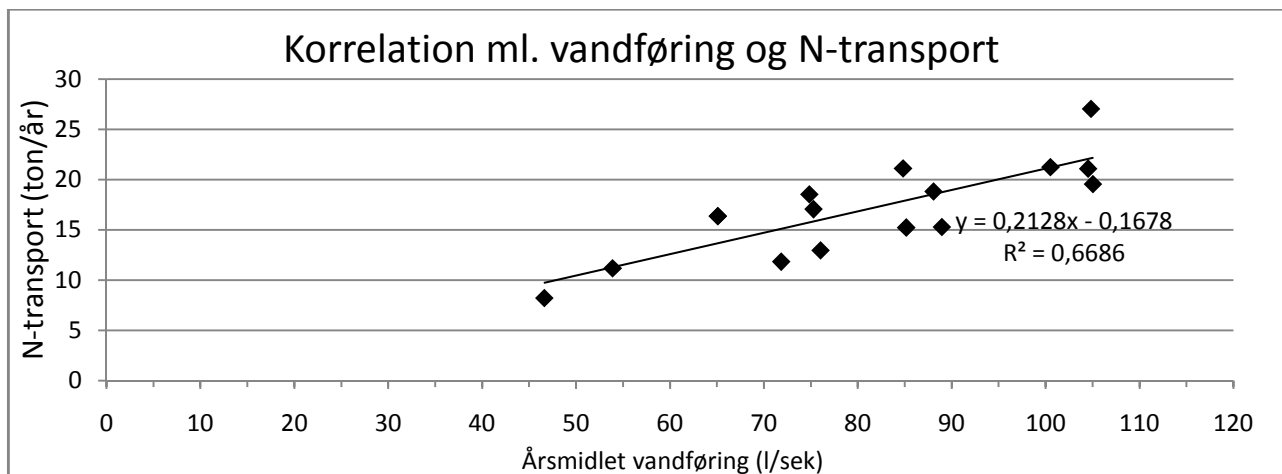
Tidsserier for vand- og N-transport i Oddebæk ved vandføringsstation 13.08 ved udløbet til Lerkenfeldt Å:



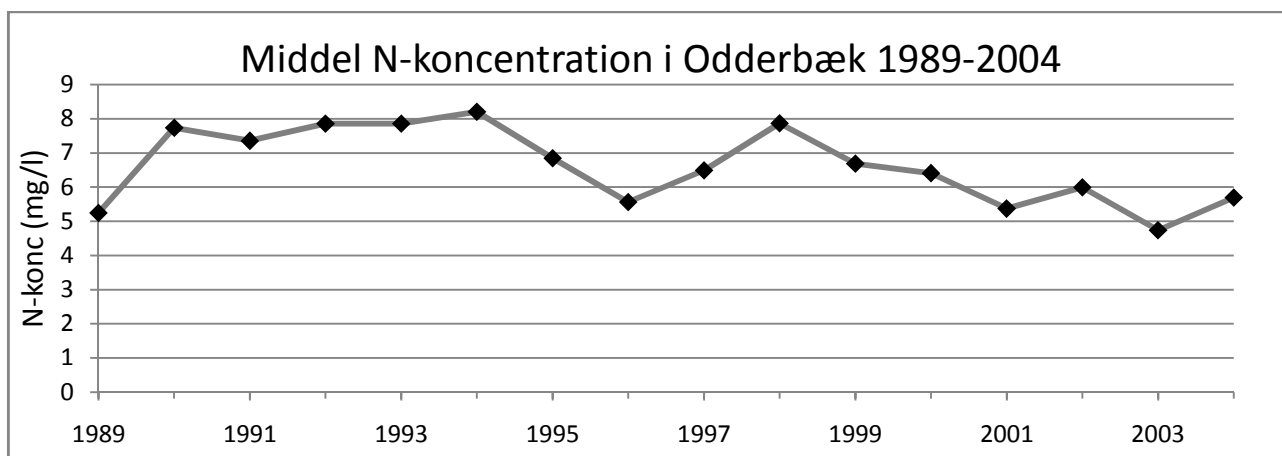
Et årsgennemsnit af daglige vandføringsmålinger i Oddebæk indikerer våde og tørre år med en gennemsnitlig vandføring i intervallet 40-105 l/s. Taget i betragtning at det er et sandjordsopland er variationen umiddelbart relativt stor.



Summen af daglige N-transporter for de enkelte år er plottet på ovenstående graf. Det ses at N-transporten er på et nogenlunde konstant niveau først i 90'erne, mens der ses en tendens til en faldende N-transport fra midt i 90'erne og fremefter.



Et xy-plot af årsmidlede vandføringer og total N-transport viser at der er en (forventet) god korrelation, dvs. at N-transporten er størst i våde år.

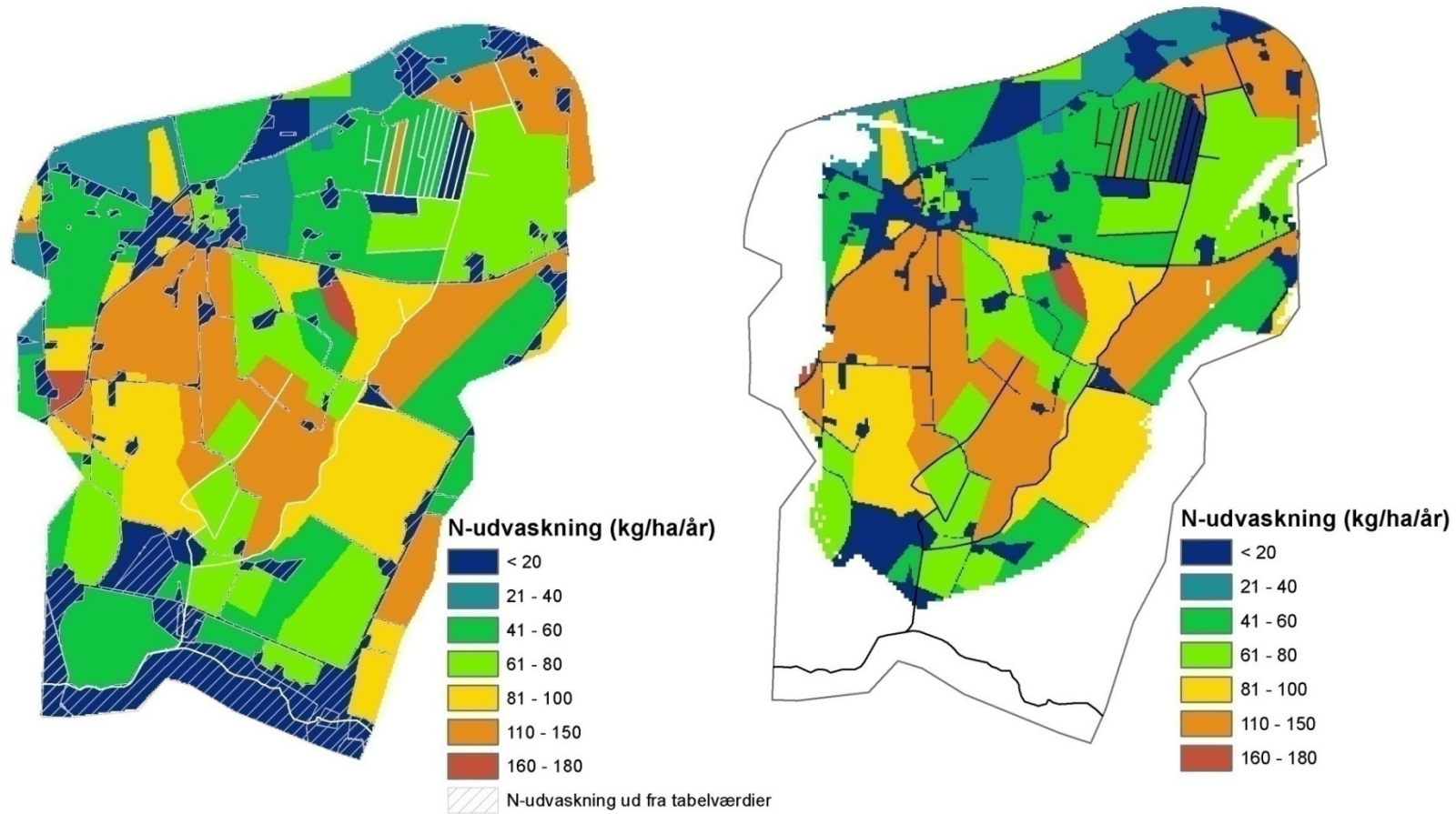


For at korrigere for at N-transporten er relativt større i våde end tørre år, er der beregnet en årsgennemsnitlig N-koncentration. Der ses en klar tendens til at N-koncentrationen er faldende, hvilket betyder at de tiltag der er gjort på markniveau (i forhold til en mindsket N-udvaskning) er slået igennem i vandløbet.

Bilag 6. N-udvaskning (ConTerra/DMU)

N-udvaskning, ConTerra

N-udvaskningsdata for 2006 inkl. standartsædskifter

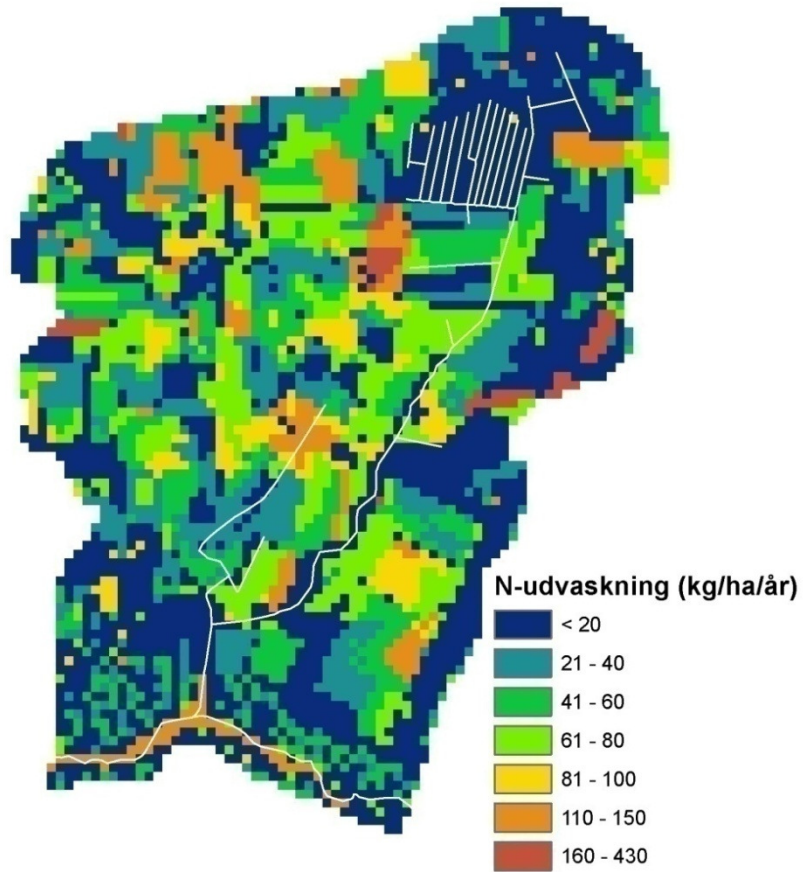


N-udvaskning Odderbæk-opland: 73 ton/år

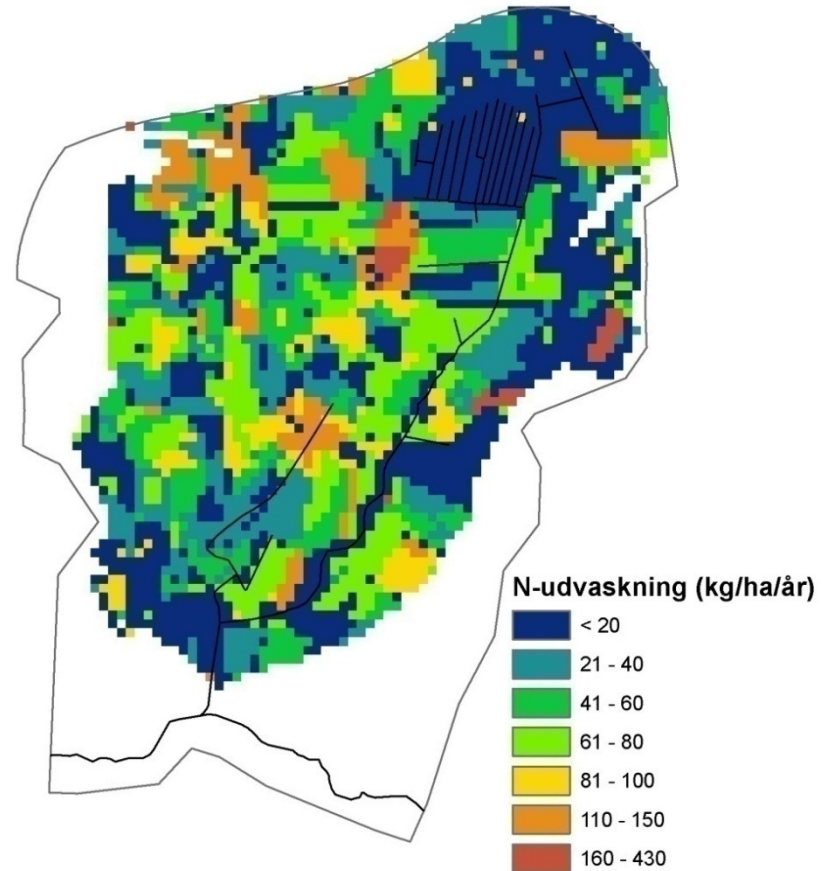
N-udvaskning Odderbæk-opland: 65 ton/år

N-udvaskning, DMU

N-udvaskningsdata for 1990-2003, baseret på DAISY-beregninger.



N-udvaskning Oddebæk-opland: 100 ton/år



N-udvaskning Oddebæk-opland: 74 ton/år

Bilag 7. Redoxfrontens placering

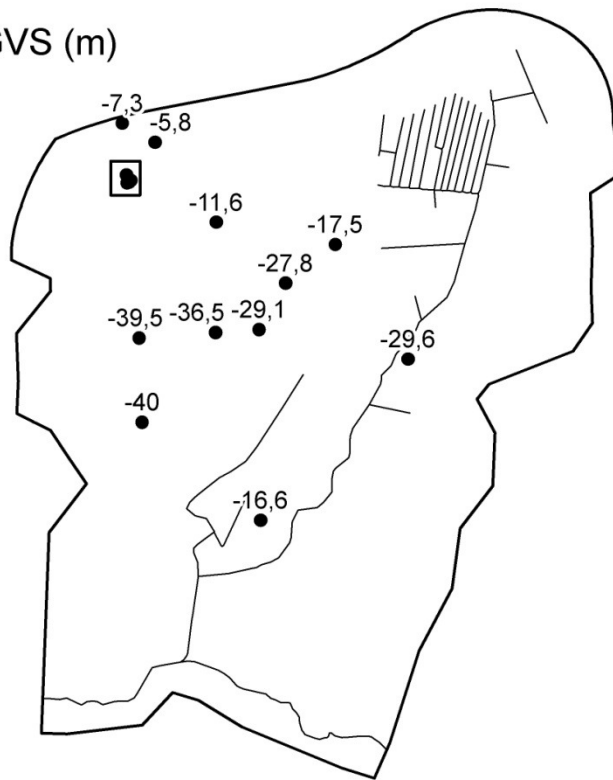
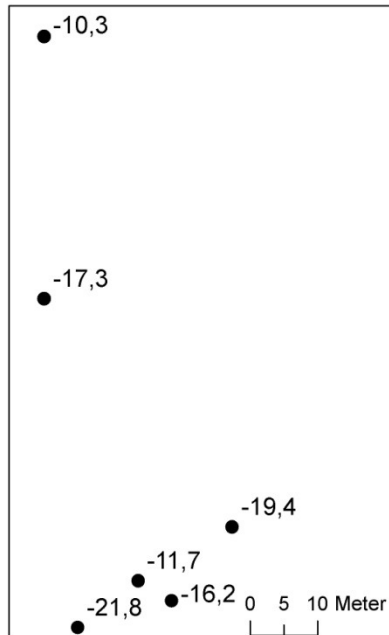
Data til grundlag for fastlæggelse af redoxfront i boringer

DGUNR	Terrænkote m.o.h	Farveskift m.o.h	Nitrat i filter mg/l	Filterbund m.o.h	Tolket redoxfront m.o.h
40.450	25	-	56	-8,5	-8,5
40.492	40	-	69	13	13
40.511	43,5	14,5	80	14,5	14,5
40.533	37	7,5	-	-	7,5
40.539	30	-	<1	-11,5	-11,5
40.545	36	-	39	-22	-22
40.553	43,5	-	120	14,7	14,7
40.846	29,5	-	87	-14,5	-14,5
40.847	42,2	2,2	1,6	-11,1	6,2
40.912	52,6	-	98	30,6	30,6
40.913	48,6	-	94	25,6	25,6
40.917	50,7	24,7	110	27,2	24,7
40.918	42,5	12,5	5	-66,5	12,5
40.920	42	12	-	-	12
40.995	52,6	-	130	23,6	23,6
40.1022	42,5	0,5	0	-71,5	0,5
48.996	23	-	10	-22,5	-22,5
48.1171	17	-2	-	-	-2
40.1006	20	-11	-	-	-11

x	y	DGU nr.	Terrænkote m.o.h	Redoxkote m.o.h	Redoxdybde m.u.t
532172	6290916	40.450	25	-8,5	33,5
531910	6291570	40.492	40	13	27
531381	6291814	40.511	43,5	14,5	29
532637	6291434	40.533	37	7,5	29,5
532333	6291198	40.539	30	-2,5	32,5
531442	6290864	40.545	36	-22	58
531362	6291859	40.553	43,5	14,7	28,8
531907	6290898	40.846	29,5	-14,5	44
531376	6291817	40.847	42,2	6,2	36
531395	6292524	40.912	52,6	30,6	22
531537	6292058	40.913	48,6	25,6	23
531339	6292175	40.917	50,7	24,7	26
531362	6291898	40.918	42,5	12,5	30
531390	6291825	40.920	42	12	30
531317	6292329	40.995	52,6	23,6	29
532181	6289750	48.1171	17	-2	19
533081	6290735	40.1006	20	-11	31

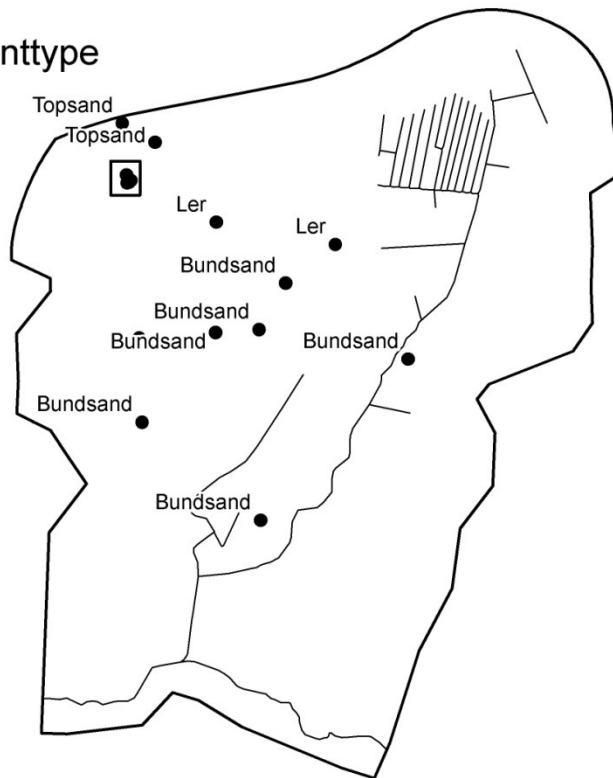
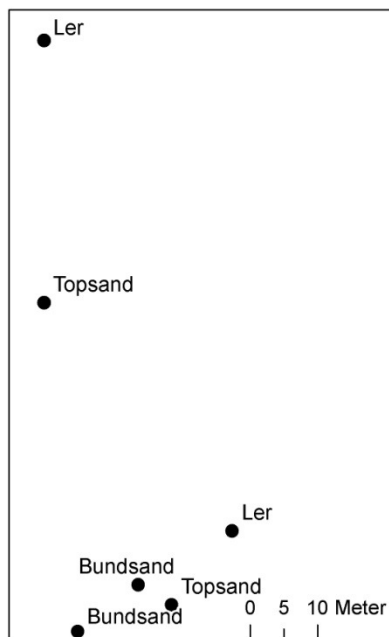
Redoxfront, meter under grundvandsspejl

- Redoxgrænse under GVS (m)



Redoxfront i sedimenttype

- Redoxgrænse i sedimenttype



Bilag 8. Vandføring i Odderbæk

Tabel 23: Middel vandføring ved st. 13.08 beregnet ud fra observerede værdier 1989-2003,

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Middel Q l/s	71,9	84,8	75,3	65,1	65,1	104,8	88,1	46,6	53,9	74,8	100,5	104,5	88,9	105,0	76,0

Tabel 24: Middel vandføring for perioden 1989-2003

1989-2003	
Middel Q l/s	80,4

Tabel 25: Relative forhold mellem Q ved st. 13.08 og andre stationer på Odderbæk, og estimeret middel Q

Forhold i Q langs Odderbæk	1989-1992	1989-1992	1989-1992	1989-2003
	13.04	13.09	Afløb Gislum Enge	13.08
Andel af samlet Q %	24,2	65,6	10,0	100,0
Estimeret Q l/s ¹⁾	19,5	52,8	8,0	80,4

¹⁾ Estimeret Q beregnes som middel Q 80,4 l/s * Andel af samlet Q (%) for de enkelte stationer

