



KWR Waterwijs

KWRW 2025.075 | December 2025

Infiltratie en actieve aanvulling hoge zandgronden

Redoxreactiviteit metingen aan
sedimentmonster uit de
infiltratiesystemen Meijendel en
Assen-Oost

Colofon

Infiltratie en actieve aanvulling hoge zandgronden

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van KWR Waterwijs, het collectieve drinkwateronderzoeksprogramma van KWR, de waterbedrijven en Vewin.

KWRW 2025.075 | November 2025

Projectnummer

404300/064

Projectmanager

Eric Broers

Opdrachtgever

KWR Waterwijs – Bronnen, Watersystemen en Natuur

Auteur(s)

Bas van der Grift

Kwaliteitsborger(s)

Niels Hartog

Verzonden naar

Dit rapport is verspreid onder deelnemers aan het KWR Waterwijs-programma.

Openbaarheid

Dit rapport is openbaar.

Keywords

redoxreactiviteit, micro-oxymax, infiltratie

Jaar van publicatie
2025

Meer informatie
dr. Bas van der Grift
T +31 (0)6 11277533
E Bas.Grift.van.der@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



December 2025 ©

Alle rechten voorbehouden aan de KWR Waterwijs-deelnemers. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Inhoud

Colofon	1
Inhoud	2
1 Inleiding	3
1.1 Duininfiltratiesysteem Meijendel	3
1.2 Assen-Oost	5
2 Reactiviteitsbepalingen met de Micro-oxymax	7
2.1 Meetprincipe	7
2.2 Werkwijze	7
3 Resultaten	9
3.1 Sedimentchemie	9
3.2 Redox reactiviteit	11
3.2.1 Infiltratiesystemen Meijendel en Assen-Oost	11
3.2.2 Gemeten reductiecapaciteit versus potentiële reductiecapaciteit	16
4 Conclusies en aanbevelingen	18
Referenties	20
I Grafieken micro-oxymax	21

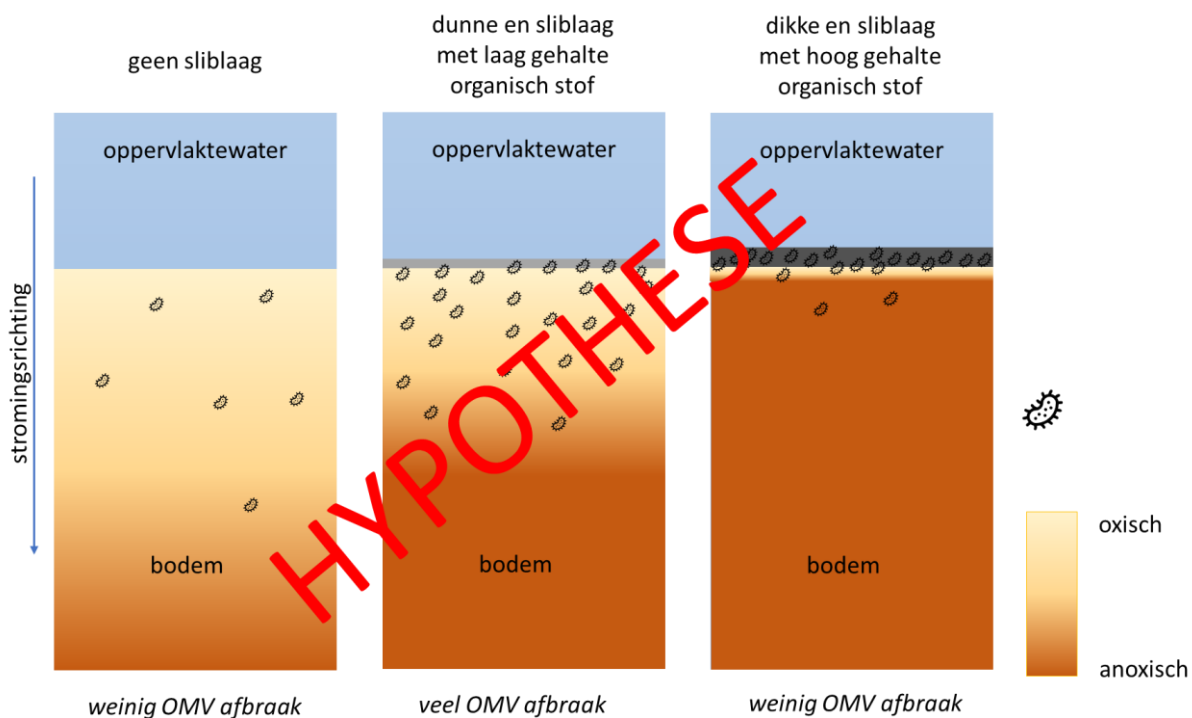
1 Inleiding

Bij (her)ingebruikname of ontwerp van nieuwe infiltratiesystemen en de evaluatie van het functioneren van bestaande infiltratiesystemen is het van belang om inzicht te hebben in de redoxzones en reactiviteit van de ondergrond. Water dat in Nederland in de ondergrond infiltreert, wordt vaak al binnen enkele meters zuurstofloos door reacties met de aanwezige bodembestanddelen zoals organisch materiaal (OM) en gereduceerde ijzerverbindingen zoals pyriet (FeS_2) en sideriet (FeCO_3). Ook andere oxiderende stoffen, zoals nitraat, sulfaat en bijvoorbeeld organische microverontreinigingen, kunnen reageren met de natuurlijk aanwezige gereduceerde bestanddelen waardoor de chemische samenstelling van het grondwater verandert. Deze reactieve bodembestanddelen hebben dus een belangrijke invloed op de macrochemische samenstelling van het grondwater, het gedrag van (micro)verontreinigingen en verspreiding van pathogenen in de ondergrond. Deze verandering kan positief zijn, bijvoorbeeld de reductie van nitraat en verwijdering van bepaalde organische microverontreinigingen. Het kan echter ook negatieve consequenties hebben, bijvoorbeeld door zuurvorming bij de oxidatie van pyriet waardoor de hardheid toeneemt. Voor het goed kunnen anticiperen op waterkwaliteitsveranderingen bij infiltratie van oppervlaktewater is het dus van belang voldoende beeld te hebben van de reactiviteit van de ondergrond.

Binnen dit werkpakket hebben we ons gericht op het verbeteren van methodes en kennis over de reactiviteit en redoxzonering door het analyseren van in infiltratiesystemen gestoken kernen met behulp van micro-oxymax metingen. De waterbedrijven konden voor dit onderzoek sedimentmonsters aanleveren. Dit is door de WMD gedaan en daarnaast zijn sedimentmonsters uit het duininfiltratiesysteem Meijndel van Dunea gebruikt. Dit betreft sedimentmonsters uit de bovenste meter onder drie infiltratiepanden met een verschillende onderhoudshistorie (d.w.z. verwijdering van de sliblaag). De monsters van de WMD betreft sediment uit de doelaquifer van het te ontwikkelen diepinfiltratiesysteem Assen-Oost van de WMD (Figuur 1.3). We bouwen hiermee voort op het in 2023 binnen het BTO kraamkamerproject ontwikkelde referentiekader voor reactiviteitsanalyses met de micro-oxymax en de metingen bij Grubbenvorst uit de kennisimpuls waterkwaliteit (Van der Grift en Hartog, 2025).

1.1 Duininfiltratiesysteem Meijndel

Het duininfiltratiesysteem Meijndel is de grootste waterwinning van Dunea. Ruim 60% van al het drinkwater dat Dunea produceert komt uit Meijndel. In de infiltratiepanden van Meijndel wordt voorgezuiverd water uit de Maas of Lek ingelaten om na bodempassage verder behandeld te worden tot drinkwater. In open infiltratiepanden vormt zich na verloop van tijd een sliblaag. Deze moeten daarom periodiek schoongemaakt worden als de sliblaag te dik wordt. Een dikke sliblaag vermindert de infiltratie van water. Een sliblaag kan, naast een effect op de infiltratie van water, ook effect hebben op de biogeochemische processen die optreden bij de infiltratie van water, dus ook op de afbraak van organische microverontreinigingen. De afbraak van OMVs tijdens bodempassage is ook een bekend voordeel van het gebruik van infiltratiepanden. Eerder uitgevoerd onderzoek naar de verwijdering van OMVs tijdens bodempassage heeft geleid tot de hypothese dat de dikte en samenstelling van de sliblaag (met name een hoog organisch stofgehalte) vermoedelijk een negatieve invloed heeft op de afbraakpotentie van OMV's tijdens bodempassage (zie Figuur 1.1) (Van der Grift et al., 2022). Waterbedrijven hebben zelf invloed op de vorming en eigenschappen van deze sliblaag via bijvoorbeeld de voorzuivering, pandbeheer, en slibverwijdering. Hiermee zou dus in de toekomst mogelijk meer gericht gestuurd kunnen gaan worden op de afbraakcapaciteit van OMV tijdens bodempassage onderhoudsregime van infiltratiepanden, waarbij nu alleen gestuurd wordt op slibweerstand.



Figuur 1.1. Conceptueel model van de hypothese dat de sliblaag van infiltratiepanden invloed heeft op de redox condities en de microbiële samenstelling en activiteit wat de afbraak van OMV beïnvloed (bron: Van der Grift et al., 2022).

Het DPWE-onderzoek 'Rol van sliblaag in infiltratiepanden bij verwijdering OMV tijdens bodempassage' is uitgevoerd om de hypothese zoals weergegeven in Figuur 1.1 te gaan toetsen (Van der Grift en Timmer, 2025). Door het uitvoeren van veldonderzoek is onderzocht welke rol de dikte en condities van de sliblaag hebben op de biogeochemische condities in zand onder de sliblaag en uiteindelijk op de verwijdering van organische microverontreinigingen (OMV) tijdens infiltratie van oppervlaktewater.

In dit project zijn in 2024 in drie verschillende infiltratiepanden in het infiltratiegebied Meijndel van Dunea metingen uitgevoerd aan de redoxpotentiaal, sliblaagdikte, macrochemische waterkwaliteit en 9 organische microverontreiniging (Figuur 1.2). De drie infiltratiepanden verschilden in onderhoudshistorie, variërend tussen 2006 en 2016.

De resultaten van het in 2024 uitgevoerde onderzoek lijken de hypothese te bevestigen. Er zijn verschillen waargenomen in het redoxprofiel in het sediment onder de infiltratiepanden. Het pand dat het meest recent (in 2016) was schoongemaakt had meer (sub)oxische condities in de eerste meter onder het infiltratiepand terwijl de redoxcondities in het pand dat het langst geleden (in 2006) was schoongemaakt al op 20 cm al continue anoxisch waren. Ook had dit pand de grootste gradiënten in ATP-gehaltes, d.w.z. de hoogste ATP-gehaltes in de sliblaag en veel lagere ATP-gehaltes dieper in het profiel. Tenslotte zagen we ook meer afbraak van benzotriazool in het pand dat in 2016 is schoongemaakt gevolgd door het pand dat in 2011 is schoongemaakt en tenslotte het pand dat in 2006 is schoongemaakt. Deze waarnemingen duiden erop dat een beperkte sliblaag en niet te steile redox gradiënt onder de sliblaag is gunstig voor OMV-verwijdering tijdens infiltratie van oppervlaktewater.

Er waren aanvullende metingen nodig om deze hypothese daadwerkelijke te bevestigen en adviezen op te stellen voor optimalisatie van pandbeheer. Kennis over OMV-verwijdering tijdens ondiepe bodempassage is ook in het kader van het WaterWijs project 'Infiltratie en actieve aanvulling hoge zandgronden' van belang.

Daarom zijn in het kader van dit onderzoek naast meer metingen van de redoxtoestand, ATP-gehaltes en microbiologische populatie in het bodemprofiel en metingen aan OMVs in het oppervlaktewater en grondwater ook metingen van de redoxreactiviteit van het sediment uitgevoerd. Hiervoor zijn de sedimentmonsters uit de kernen van Figuur 1.2 voor bepaling van de reactiviteit in de micro-oxyman ingezet.

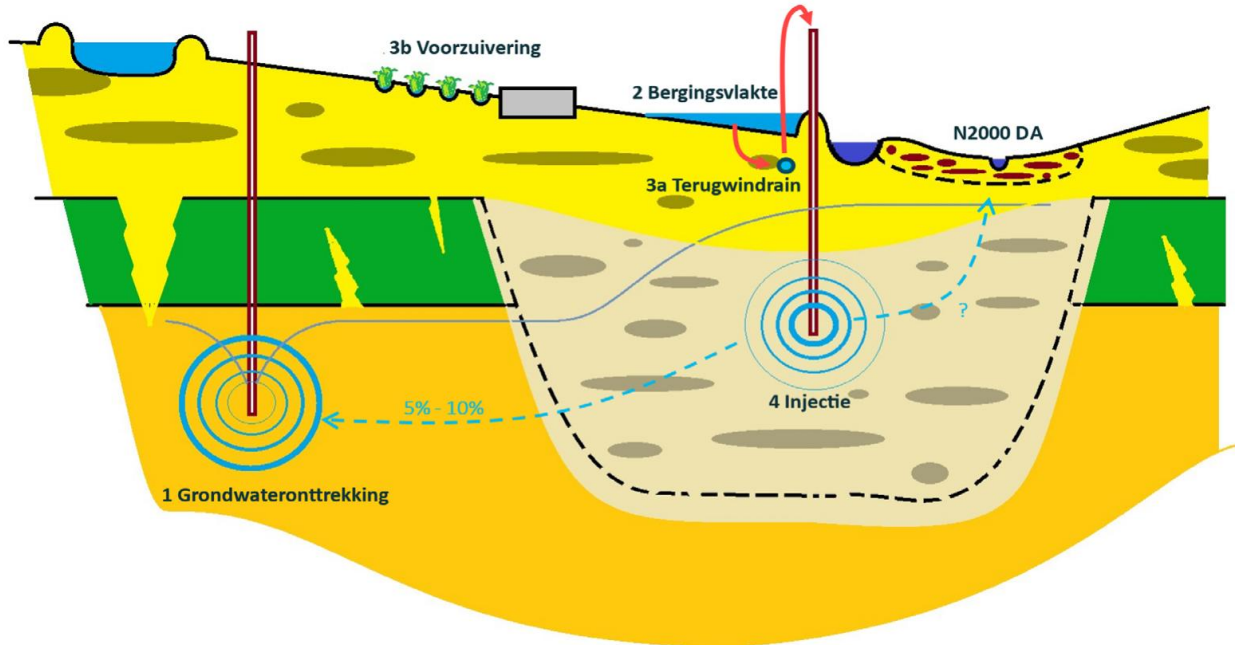


Figuur 1.2. Drie infiltratiepanden in het waterwingebied Meijendel waarin sedimentkernen zijn gestoken voor het reactiviteitsonderzoek (boven) en de sedimentkernen in perspex liners (onder).

1.2 Assen-Oost

Drinkwaterbedrijf WMD produceert in Assen jaarlijks ca. 2,5 miljoen m³ drinkwater uit grondwater. Hoewel de drinkwaterproductie op dit moment gelimiteerd is om verdroging door een lagere kweldruk naar de Drentsche Aa (Natura 2000) te beperken, wordt door de toenemende drinkwatervraag de mogelijkheid onderzocht om de productie op te schalen naar 4,0 miljoen m³/jaar. Om de uitbreiding in balans te brengen met kwelafhankelijke natuur, overweegt WMD om de kwelstroom in stand te houden door jaarlijks 0,75 miljoen m³ te injecteren (Raaijmakers et al., 2025). De beoogde bronnen van infiltratiewater zijn 0,2 miljoen m³/jaar spoelwater, maximaal 0,4 miljoen m³/jaar neerslagoverschot en, afhankelijk van het neerslagoverschot, maximaal 0,55 miljoen m³/jaar winterafvoer aan oppervlaktewater uit het nabijgelegen Deurzediep. Hierbij wordt overwogen het infiltraat eerst oppervlakkig in het freatisch pakket te laten infiltreren en terug te winnen als zuiveringsstap, om het vervolgens met diepinfiltratieputten aan het pompde pakket toe te voegen (Figuur 1.3). Een belangrijk aandachtspunt hierbij is hoe de kwaliteit van zowel de kwelafhankelijke natuur als het drinkwater kan worden gewaarborgd.

De reactiviteit van de ondergrond is een belangrijke schakel voor de effecten van infiltratie op kwelafhankelijke natuur en het drinkwater. Enerzijds bepaalt dit de verandering in de macrochemische samenstelling van het water na infiltratie en dus de uiteindelijke kwaliteit van het kwelwater maar de reactiviteit kan ook effect hebben op de afbraak van organische microverontreinigingen die mogelijk nog in het infiltratiewater aanwezig zijn.

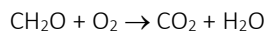


Figuur 1.3. Schematische weergave van de beoogde diep-infiltratie Assen-Oost van de WMD. De sedimentmonsters zijn afkomstig uit een proefboring in bronfilterpakket behorende tot de Formatie van Peize uit het dieptetraject tussen 102-130 m-mv.

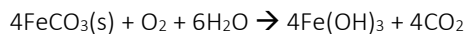
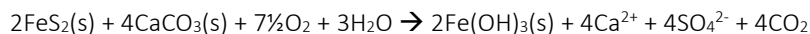
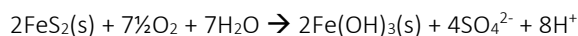
2 Reactiviteitsbepalingen met de Micro-oxymax

2.1 Meetprincipe

De redoxreactiviteit van sedimentmonsters is bepaald met de micro-oxymax (Figuur 2.1). De micro-oxymax registreert volledig automatisch en zeer nauwkeurig de O₂ consumptie en CO₂ productie door meting van het volumeverandering O₂ en CO₂ in de headspace van een afgesloten reactievaatje. Omdat de metingen steeds worden herhaald is het mogelijk om O₂ consumptie en CO₂ productie van het monster gedurende een bepaalde reactietijd te berekenen. Bij blootstelling van een anoxisch grondmonster aan elektronenacceptoren zoals zuurstof maar ook nitraat en sulfaat, kunnen de natuurlijk aanwezige reductoren zoals sedimentair organisch materiaal, ijzersulfides en ijzercarbonaten oxideren. Bij oxidatie onder oxidische omstandigheden wordt er altijd zuurstof verbruikt en zal afhankelijk van het soort proces kooldioxide worden geproduceerd. Afbraak van organisch materiaal door zuurstof kan versimpeld met de volgende reactievergelijking worden beschreven:



Uit de bovenstaande vergelijking blijkt dat bij afbraak van organisch materiaal op molbasis evenveel zuurstof wordt verbruikt als kooldioxide wordt geproduceerd. Afhankelijk van organisch materiaal samenstelling kan deze ratio wel wat variëren. Andere oxidatieprocessen hebben een afwijkende CO₂/O₂ ratio. Bij oxidatie van pyriet (FeS₂) wordt geen CO₂ geproduceerd (verhouding dus 0) en bij kalkgebufferde pyrietoxidatie is deze verhouding 0,53. Bij oxidatie van ijzerhoudende carbonaten zoals sideriet (FeCO₃) is de verhouding 4, zie onderstaande reactievergelijkingen:



Inzicht in de oorzaak van redox reactiviteit van een grondmonster onder invloed van de aanwezige reactieve bestanddelen kan zo met de micro-oxymax worden verkregen. Omdat de zuurstofconsumptie in de tijd wordt gevolgd is het mogelijk om zowel de capaciteit (hoeveelheid) als de intensiteit (kinetiek) als de aard van de verantwoordelijke oxidatieprocessen te karakteriseren.

2.2 Werkwijze

Uit de boorkernen onder de infiltratiepanden van Meijndel zijn 24 monsters geselecteerd voor de micro-oxymax. Één monster is in duplo ingezet. Uit de steekboring bij Assen-Oost zijn 10 monsters geselecteerd waarvan er drie in duplo zijn ingezet. Om voortijdige blootstelling aan zuurstof zoveel mogelijk te voorkomen werden de steekbuizen in een zuurstofvrije kast (glovebox) geopend. Ongeveer 50 gram monster werd overgebracht in een 100 ml 'Duran' flesje. Deze flesje zijn gekoeld bewaard. Voorafgaand aan het experiment is het reactievaatje met ongeveer 50 ml leidingwater aangevuld. Het reactievaatje wordt afgesloten en aangesloten op de micro-oxymax. Door verversing van de headspace werd de zuurstof- en kooldioxideconcentratie vrijwel constant gehouden op atmosferisch niveau (respectievelijk 20,95% en 0,0315%). Tijdens de meting worden de reactievaatjes geschud op circa 80-100 rpm. Om de zes uur wordt de af- en toename van zuurstof- en kooldioxideconcentratie in de headspace van het reactievaatje gemeten. De temperatuur is ingesteld op 15°C. De totale duur van het experiment bedroeg 12 weken. Na 7,5 weken is de temperatuur verhoogd naar 20°C. Afhankelijk van de activatie-energie van de (deels microbiële) oxidatie reacties zal een verhoging van de temperatuur leiden tot een merkbare toename van de reactiesnelheid. Na afloop van de meting met de micro-oxymax is het drooggewicht van de sedimentmonsters bepaald. Hiervoor is de grond uit het reactievaatje gedroogd bij 110°C, tot constant gewicht bereikt werd. Met de droge stof gegevens is

het mogelijk om het zuurstofverbruik en de kooldioxideproductie per kg droog sediment te berekenen. Deze waarden zijn gecorrigeerd voor het zuurstofverbruik en de kooldioxideproductie van een blanco experiment met alleen leidingwater.

Voorafgaand en na afloop van het experiment is de waterfase geanalyseerd op hoofd kationen (Na, Mg, K, Ca, Mn en Fe), anionen (Cl, F, NO₃, PO₄, en SO₄), pH en alkaliniteit (HCO₃ en CO₃ concentratie) ter vergroting van het inzicht in de processen die tijdens het experiment hebben plaatsgevonden. Daarnaast is er een DOC-analyse gedaan van de oplossingen na afloop van het experiment.

De sedimentmonsters zijn tevens geanalyseerd met de volgende bulk geochemische analyses:

1. Thermogravimetrische analyse (TGA) ter bepaling van drooggewicht (105 °C), gloeirest (bulk organische stof (BOM) bij 330 en 550oC) en verbrandingsrest (1000 °C, totaal carbonaten uitgedrukt als kalk);
2. Totaal koolstof (C_{TOT}) en totaal zwavel (S_{TOT}) via CS-analyse;
3. Totaal elementgehalte van (hoofd)elementen via XRF.



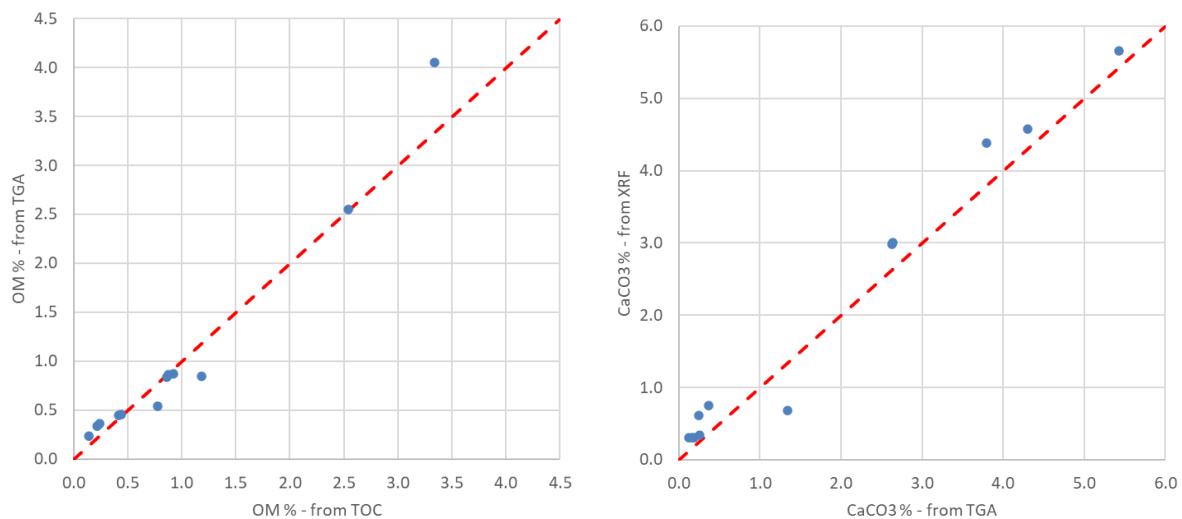
Figuur 2.1. De Micro-oxymax opstelling bij KWR, de flesjes met sedimentmonsters staan in de koelkast links op de foto.

3 Resultaten

3.1 Sedimentchemie

Uit de bulk geochemische analyses van de sedimenten zijn de gehalten aan de belangrijkste reactieve bodembestanddelen afgeleid: organisch materiaal (OM%), pyriet (S%), calciumcarbonaat ($\text{CaCO}_3\%$), reactief ijzer (exclusief pyriet) (react-Fe%). Hiervoor is gebruik gemaakt van methodes zoals beschreven in Klein et al. (2015) en Van Gaans et al. (2011).

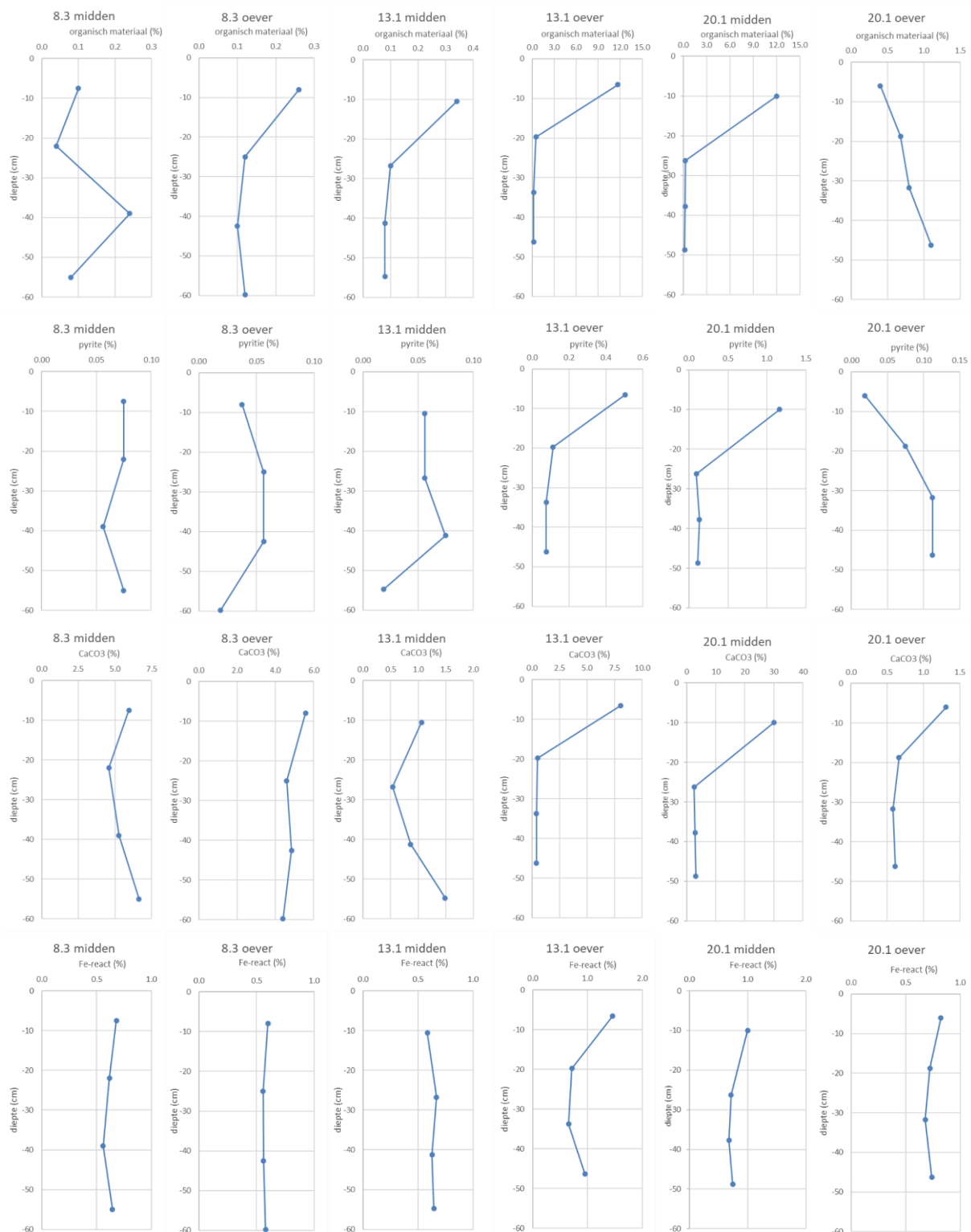
Voor sommige parameters is het mogelijk om het gehalte van een reactieve bodembestanddelen uit verschillende analysemethoden af te leiden. Figuur 3.1 geeft hiervan een voorbeeld voor organisch materiaal en calciumcarbonaat in de monsters van de boring Assen-Oost. Beide reactieve bodembestanddelen laten een goede correlaties zien tussen de verschillende analysemethoden.



Figuur 3.1. Vergelijking van uit bulk geochemische analyse afgeleide gehalten aan reactieve bodembestanddelen organische materiaal en calciumcarbonaat voor de monsters uit de boring Assen.

De resultaten van deze bulk geochemische analyse zijn voor de sedimentkernen uit Meijndel weergegeven in Figuur 3.2 en voor de boring in Assen-Oost in Figuur 3.3.

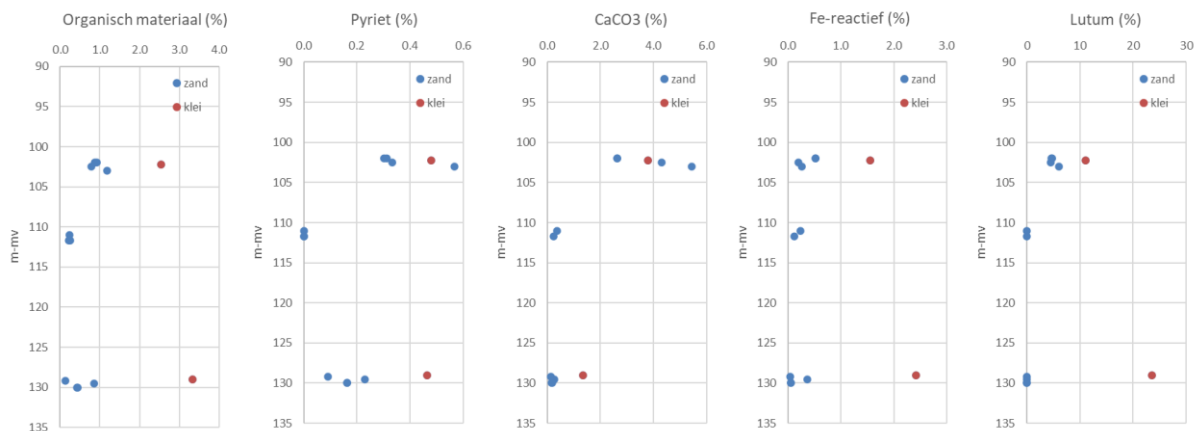
Het organisch materiaalgehaltes in het duinzand bij Meijndel is meestal laag ($< 0,2\%$). De meest ondiepe sedimentmonsters hebben m.u.v. boring 8.3-midden organisch materiaalgehaltes $> 0,2\%$. In de bovenste monsters van boring 13.1-oever en 20.1-midden zijn de organisch materiaalgehaltes zelf 12% . De monsters uit het gehele profiel van boring 20.1-oever hebben opvallend hogere ($> 0,5\%$) organisch materiaalgehaltes. De bovenste monsters van boring 13.1-oever en 20.1-midden hebben, met respectievelijk 8% en 30% , erg hoge CaCO_3 gehalten en deze monsters bevatten ook de hoogste pyrietgehalten. Daarnaast is het opvallend dat beide sedimentkernen van pand 8.3 over het gehele profiel, met waarden van rond de 5% CaCO_3 , als kalkrijk kunnen worden gezien. De diepere lagen uit de boringen 13.1 en 20.1 hebben waarden rond maximaal 1% CaCO_3 duidelijk lagere kalkgehalten, maar dit kan nog wel als kalkhoudend duinzand worden beschouwd.



Figuur 3.2. Gehaltes aan reactieve bodembestanddelen organisch materiaal, pyriet, calciumcarbonaat en ijzerhydroxides in de sedimentkernen uit Meijndel

Voor wat betreft de sedimentgeochemie van de monsters uit de boring Assen-Oost is het verschil in lithologie duidelijk zichtbaar. De kleimonsters hebben hogere gehalten aan organisch materiaal, kalk en reactief ijzer. De monsters uit het midden traject tussen 111-112 m-mv hebben de laagste gehalten aan reactieve bodembestanddelen. Volgens de boorbeschrijving betreft dit ook grof zand. De kalkgehalten zandmonsters nemen

af met de diepte. Bovenin het pakket, op 102-103 m-mv, zijn de kalkgehaltes met waarde tussen ongeveer 2,5 en 5,5% CaCO_3 hoog terwijl onderin op 130 m-mv de CaCO_3 gehalten < 0,25% zijn



Figuur 3.3. Gehaltes aan reactieve bodembestanden organisch materiaal, pyriet, calciumcarbonaat, ijzerhydroxides en lutum in de sedimentmonsters uit boring Assen-oost.

3.2 Redox reactiviteit

3.2.1 Infiltratiesystemen Meijendel en Assen-Oost

De sedimentmonsters zijn voor een periode van 90 dagen in de micro-oxymax geïncubeerd. Na 40 dagen hebben een aantal kanalen van de micro-oxymax een storing gehad waardoor het gemeten zuurstofverbruik en kooldioxideproductie niet meer betrouwbaar is. Deze storing was waarschijnlijk het gevolg van onverwacht opgetreden drukverschillen in het gassysteem gedurende de kerstperiode. De Figuur 3.4 en Figuur 3.5 geven daarom het cumulatieve zuurstofverbruik en kooldioxideproductie van de sedimentmonsters uit infiltratiesystemen Meijendel en Assen-oost na 40 dagen incubatie in de micro-oxymax. Het zuurstofverbruik en de kooldioxideproductie van de sedimentmonsters zijn gecorrigeerd voor het (relatief heel lage) verbruik en productie van een blanco watermonster (dus zonder sediment). Tabel 3.1 geeft de chemische samenstelling van de oplossingen na afloop van het beluchtingsexperiment, 90 dagen. Tenslotte zijn in bijlage 1 de voor alle afzonderlijke sedimentmonsters grafieken opgenomen waarbij voor de gehele duur van het experiment het cumulatief zuurstofverbruik en kooldioxideproductie is uitgezet tegen de tijd en tegen elkaar.

De resultaten voor Meijendel en Assen-oost worden hieronder besproken.

Meijendel

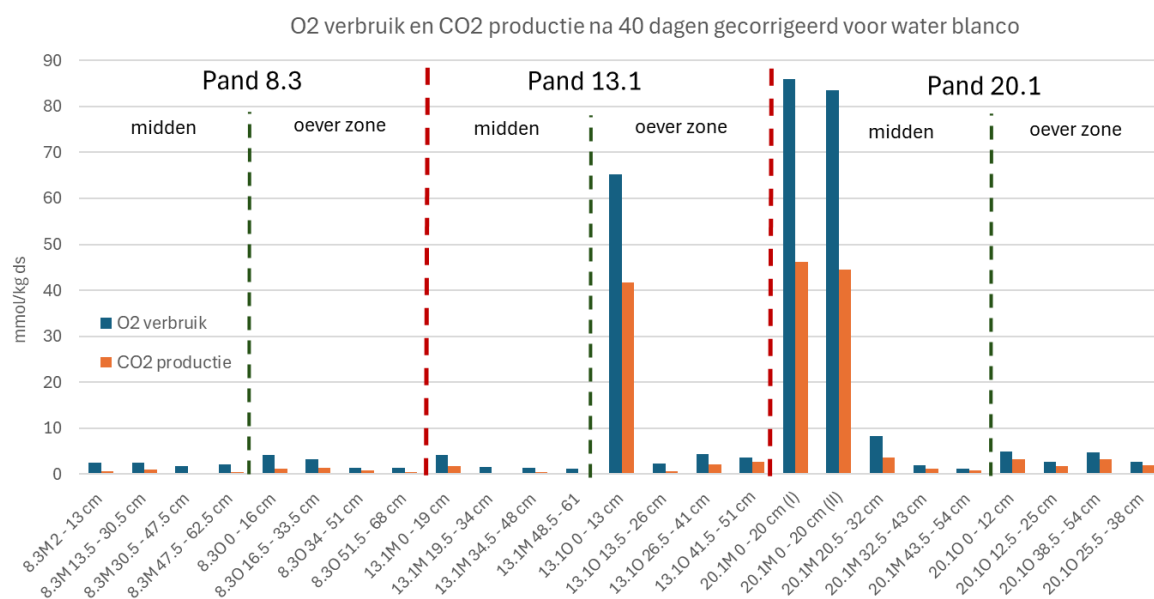
Het zuurstofverbruik en kooldioxideproductie van de ondiepe monsters van boring 13.10 en 20.1M (in duplo ingezet) zijn duidelijk verhoogd ten opzichte van de overige monsters (Figuur 3.4 boven). De meetresultaten van de duplo monsters 20.1M 0-20 cm zijn goed vergelijkbaar. De monsters 13.10 0-13 cm en 20.1 0-20 cm hebben een organisch stofgehalte van 12% wat erop duidt dat er een sliblaag in de gestoken kern aanwezig was. De bovenste monsters uit de overige kernen hadden veel minder of geen hogere organisch stofgehalten dan de diepere monsters, wat betekent dat hier eigenlijk geen sprake was een aanwezigheid van een sliblaag.

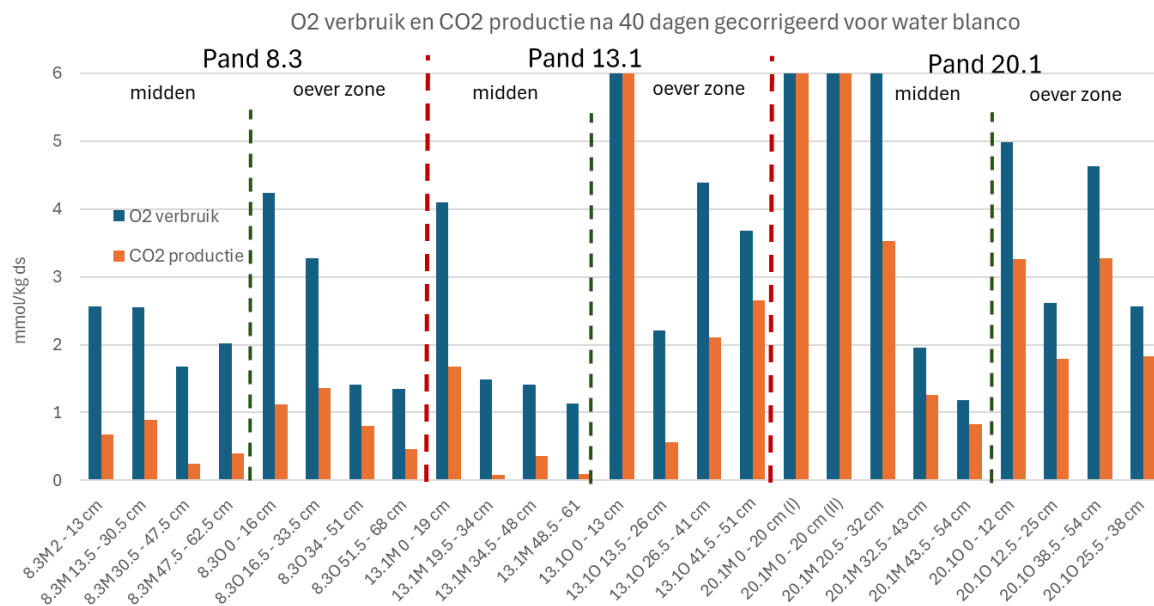
De monsters met een hoog organisch materiaalgehalte hebben een duidelijk hogere redoxreactiviteit dan de zandmonsters zonder sliblaag die allemaal een organisch stofgehalte <1% hebben. De CO_2/O_2 ratio voor monster 13.10 0-13 cm is 0,63 en voor de monsters 20.1M 0-20 cm 0,53. Deze waarden liggen duidelijk onder de ratio voor afbraak van alleen organisch materiaal (vergelijking 1), wat suggereert dat er naast afbraak van organisch materiaal ook pyrietoxidatie optreedt. Dat laatste wordt bevestigd doordat de sulfaatconcentratie (277-510 mg/L) en

calciumconcentraties (145-209 mg/L) van deze monsters ook duidelijk verhoogd zijn ten opzichte van het kraanwater (Tabel 3.1).

Wanneer er ingezoomd wordt alleen de zandmonsters met een lagere zuurstofverbruik en kooldioxideproductie (Figuur 3.4 beneden) lijken de kernen uit pand 20.1 een wat hogere reactiviteit te hebben dan de kernen uit pand 13.1 en 8.3. Dit is in overeenstemming met de continue lage redoxpotentialen in de bovenste meter van het sediment in de infiltratiepanden die met de redox prikstokken zijn gemeten (Van der Grift en Timmer, 2025). Een mogelijk te verklaren voor de hoge redoxreactiviteit en lage redoxpotentialen is de lange periode (inmiddels 20 jaar) waarin het infiltratiepand 20.1 niet is onderhouden, waardoor er minder doorstroming is met geïnfilterd water, dit water al na passage van de sliblaag al anoxisch is waardoor er de organisch materiaalgehaltes van het duinzand zich op kunnen bouwen.

In alle extracten is de sulfaat- en calciumconcentratie verhoogd ten opzichte van het kraanwater dat aan de sedimentmonsters is toegevoegd, wat duidt op pyrietoxidatie (Tabel 3.1). De CO_2/O_2 ratio's lager dan 1 bevestigen deze waarneming. Wel is er sprake van een sterke variatie in de sulfaat- en calciumconcentratie tussen de monsters. De hoogste sulfaatconcentraties zijn waargenomen in monsters 13.10 26.5-41 cm en 13.10 41-51 cm en liggen tussen 620 en 820 mg/L. Hier is de pH is lager dan 4 en zijn de ijzerconcentraties ook licht verhoogd als gevolg van de lage pH-waarden (Tabel 3.1). Ook bevatten de extracten met, respectievelijk, 8400 en 6200 $\mu\text{g/L}$ zink en 715 en 1500 $\mu\text{g/L}$ Ni verhoogde concentraties aan sporenelementen. De verzuring als gevolg van pyrietoxidatie kon bij deze monsters niet meer door het aanwezige kalk worden gebufferd en heeft geleid tot mobilisatie van sporenelementen. De diepere sedimentmonsters uit boring 13.10 hebben lage CaCO_3 gehalten (Figuur 3.2). De waarneming dat er pyrietoxidatie optreedt bij incubatie van deze monsters in de micro-oxymax betekent dat in het veld de redoxcondities in de sedimentprofielen minimaal suboxisch zijn. Ook deze waarneming worden door de gemeten redoxpotentialen bevestigd (Van der Grift en Timmer, 2025). Indien de redoxpotentialen sulfaat reducerend worden kan er onder de infiltratiepanden sprake zijn van accumulatie van sulfides. Dit kan een gevolg hebben als de sliblaag wordt verwijderd. De kans bestaat dat er boven in het profiel zoveel organisch materiaal wordt verwijderd dat het zuurstof in het infiltrerend water niet meer wordt verwijderd door afbraak van dit organisch materiaal. Indien er dan wel voldoende reactieve ijzersulfides aanwezig zijn (wat uit de micro-oxymax metingen blijkt) kan het zijn dat na schoonmaak van een pandbodem de sulfaatconcentraties en calciumconcentratie toenemen tijdens infiltratie. Indien er dan onvoldoende kalk aanwezig is, kan als gevolg van verzuring ook nog de pH afnemen.





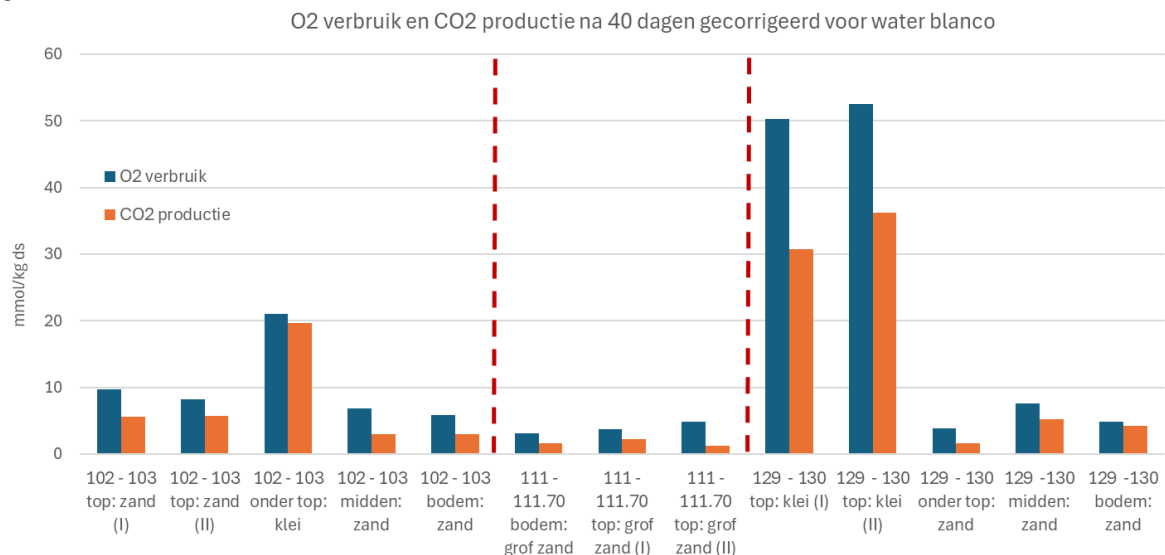
Figuur 3.4. Cumulatief zuurstofverbruik en kooldioxideproductie na 40 dagen incubatie van sedimentmonsters onder drie infiltratiepanden met een verschillende onderhoudshistorie in waterwingebied Meijendel (boven) en ingezoomd op de zandmonsters (beneden). Pand 8.3 is in 2016 schoongemaakt, Pand 13.1 in 2011 en Pand 20.1 in 2005.

Assen-oost

Het zuurstofverbruik en kooldioxideproductie van de kleimonsters (102-103-onder top: klei en 129-130-top: klei (I) en (II)) uit de boring bij Assen-Oost is duidelijk hoger dan dat van de zandmonsters (Figuur 3.5). De duplo's 129-130 top: klei (I) en (II) komen behoorlijk goed overeen qua gemeten zuurstofverbruik en kooldioxideproductie. De CO₂/O₂ ratio van deze sedimentmonsters is 0.61 en 0.69, onder de ratio van 1 voor afbraak van organisch materiaal maar boven de ratio van 0,53 voor gebufferde pyrietoxidatie. Voor het kleimonster 102-103-onder top is deze met 0.93 duidelijk hoger, indicatief voor de afbraak van organisch materiaal (zie ook bijlage 1). De extracten van deze kleimonsters hebben ook de hoogste sulfaatconcentraties (638-801 mg/L voor de monsters 129-130-top: klei (I) en (II) en 269 mg/L voor monster 102-103-onder top: klei, zie Tabel 3.1). In deze monsters lijkt dus pyrietoxidatie op te treden, naast afbraak van organisch materiaal. Ook zijn in de extracten de calciumconcentraties toegenomen ten opzichte van het oorspronkelijke kraanwater. De pH is niet verlaagd, wat betekent dat de zuurbuffercapaciteit voldoende is om de verzuring als gevolg van pyrietoxidatie op te vangen. Voor de kleimonsters in de periode na 40 dagen valt op dat het zuurstofverbruik afneemt terwijl de kooldioxideproductie constant doorgaat. Dit leidt ertoe dat de CO₂/O₂ ratio's boven de 1:1 lijn voor organisch materiaal uitkomen (zie bijlage 1). Het lijkt erop dat in deze monsters ook sideriet aanwezig is dat uiteindelijk mee gaat doen in het oxidatieproces.

Op basis van de gehalten aan pyriet en kalk (Figuur 3.3) zijn alleen de zandmonsters uit het diepe deel van de doelaquifer (129-130 m) potentieel kwetsbaar voor verzuring als gevolg van pyrietoxidatie. De hoeveelheid CaCO₃ is in deze monsters onvoldoende om al het pyriet bij oxidatie te bufferen. In de micro-oxymax zijn de monsters gedurende een langer periode (90 dagen) aan een overmaat aan zuurstof zijn blootgesteld. Na deze periode is geen enkel monster verzuurd. Bij infiltratie van zuurstofhoudend water, dat maximaal ongeveer 10 mg/L zuurstof kan bevatten, zou dan verwacht kunnen worden dat er geen sterke verzuring van het grondwater op zal treden. Het zuurstofverbruik van de sedimentmonsters was na 90 dagen was echter nog niet gelijk aan nul en het diepste zandmonster (129-130-bodem) had met 6.13 al wel een iets lagere pH-waarde. Bij een (nog) langere doorlooptijd van de experimenten valt dus niet uit te sluiten dat de pH omlaag schiet. Dit betekent dat bij infiltratie van zuurstofhoudend water in het diepere deel van de doelaquifer op lange termijn wel rekening gehouden moet worden met verzuring van het grondwater, naast een toename van de sulfaat en calciumconcentratie.

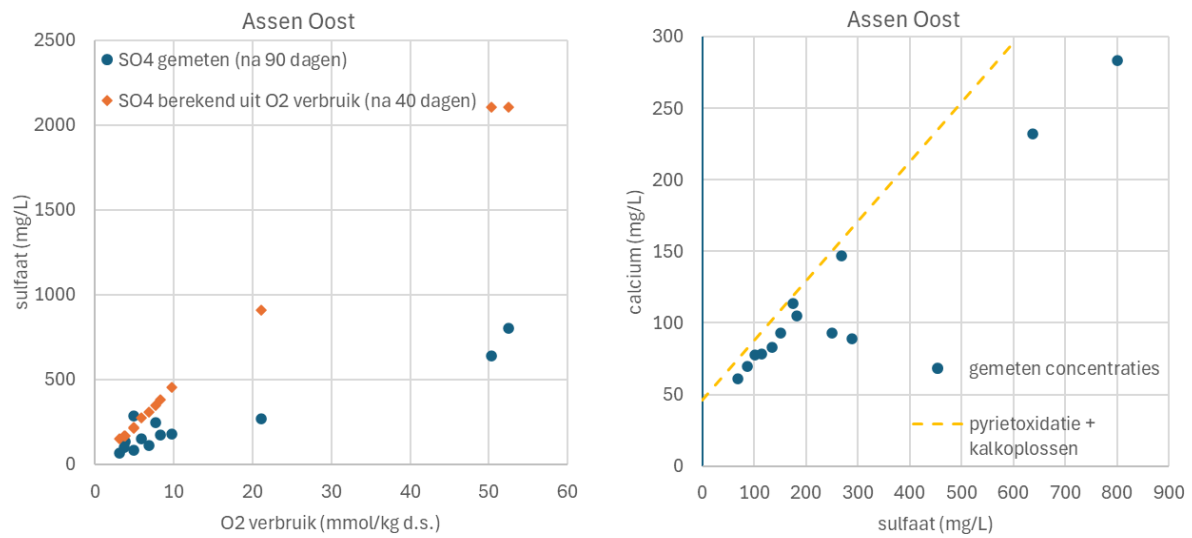
De opgetreden processen in de zandmonsters lijken op die in de kleimonsters. Ook hier liggen de CO_2/O_2 ratio's meestal tussen de lijnen voor afbraak van organisch materiaal en pyriet (zie figuren in bijlage 1). Bij een aantal minder reactieve monsters ligt de ratio op 0,5 of net hieronder. CO_2/O_2 ratio's lager dan 1 duiden ook hier op de invloed van pyrietoxidatie. De sulfaatconcentraties in de extracten van de zandmonsters zijn verhoogd ten opzichte van het kraanwater en variëren tussen de 68 en 289 mg/L en de calciumconcentraties tussen 61 en 114 mg/L. In geen van de zandmonsters is de pH verlaagd, dus ook is in deze monsters de zuurbuftercapaciteit voldoende om de verzuring te neutraliseren. Wel zal bij infiltratie van zuurstofhoudend water in de praktijk rekening moeten worden gehouden met een toename van de sulfaat en calciumconcentratie.



Figuur 3.5 Cumulatief zuurstofverbruik en kooldioxideproductie 40 dagen incubatie van sedimentmonsters uit het bronfilterpakket van boring Assen-oost.

Figuur 3.6 (links) toont dat er een verband is tussen het zuurstofverbruik van de sedimentmonsters en de gemeten sulfaatconcentraties in het extract. In dit figuur is ook de sulfaatconcentratie weergegeven die berekend is uit het zuurstofverbruik na 40 dagen als al het zuurstof is verbruikt voor pyrietoxidatie en er geen secundaire neerslagreacties van sulfaat (zoals gips neerslag) optreden. Dit figuur laat zien dat een deel van het zuurstof wordt gebruikt voor pyrietoxidatie en dat dit deel vergelijkbaar is tussen de verschillende sedimentmonsters. Omdat we de sulfaatconcentratie alleen na 90 dagen kennen en niet na 40 dagen kan het percentage zuurstof gebruik voor pyrietoxidatie niet worden ingeschat.

Figuur 3.6 (rechts) toont een verband tussen de sulfaat- en calciumconcentratie in het extract. In dit figuur is tevens een lijn weergegeven die de ratio tussen de sulfaat- en calciumconcentratie weergeeft als gevolg van pyrietoxidatie en kalk oplossen. De gemeten concentraties volgen deze lijn vooral in het lager sulfaatbereik goed. Bij hogere sulfaatconcentraties zien we wat lagere calciumconcentraties dan dat op basis van kalk oplossen na pyrietoxidatie worden berekend. Voor de verzuurde monsters geldt dat op gegeven moment SO_4 nog wel toenam maar Ca niet meer, de kalk is op een gegeven moment op.



Figuur 3.6. Scatterplots van de gemeten sulfaatconcentratie tegen het zuurstofverbruik en de uit het zuurstofverbruik na 40 dagen berekende sulfaatconcentratie in geval van pyrietoxidatie alleen en zonder rekening te houden met secundaire neerslagreactie van sulfaat (links) en gemeten sulfaatconcentratie tegen calciumconcentratie (rechts)

Tabel 3.1. Chemische samenstellen oplossing na afloop van micro-oxymax experiment (90 dagen), duidelijk verhoogde concentraties zijn in geel aangegeven.

Monster	pH	Alk mg/L	NO3 mg/L	SO4 mg/L	Cl mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	K mg/L	Na mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Ni µg/L	Zn µg/L	F mg/L	NO2 mg/L	B mg/L	PO4 mg/L	TIC mg/L	TC mg/L	TOC (TC) mg/L
blanco water	8.24	212.0	1	0.422	12	46	7.4	1.4	14.7	0.00	0.0	348	256	0.03	0.0036	0.0475	<0.03	37.8	40.6	2.8
Meijndel																				
8.3M 2 - 13 cm	8.11	119.1	29.5	326	19.5	145	11.7	9.3	19.5	0.00	0.0	25	16	0.15	0.010	<0.02	<0.03	20.5	24.0	3.5
8.3M 13.5 - 30.5 cm	8.02	131.5	2.06	400	19.8	162	11.8	9.3	19.0	0.00	0.0	22	16	0.14	<0.001	<0.02	<0.03	22.8	23.8	1.0
8.3M 30.5 - 47.5 cm	8.03	120.7				157	12.1	9.7	19.3	0.00	0.0	37	15					20.7	23.8	3.1
8.3M 47.5 - 62.5 cm	8.04	112.9	10.7	330	19.1	139	11.2	8.7	18.5	0.00	0.0	75	17	0.14	<0.001	0.0218	<0.03	19.4	21.9	2.5
8.30 0 - 16 cm	8.1	123.4	24.2	315	19	139	11.3	7.3	19.2	0.00	0.0	19	14	0.14	<0.001	<0.02	<0.03	21.1	22.1	1.1
8.30 16.5 - 33.5 cm	8.01	102.4	6.98	374	18.3	148	10.8	7.5	19.4	0.00	0.0	88	17	0.12	0.011	0.0219	<0.03	17.2	19.2	2.0
8.30 16.5 - 33.5 cm			6.84	367	17.9									0.12	0.011	0.0225	<0.03			
8.30 34 - 51 cm	7.97	103.1	3.95	329	15.4	136	9.4	6.6	16.9	0.00	0.0	52	19	0.11	<0.001	0.0269	<0.03	17.4	19.0	1.7
8.30 51.5 - 68 cm	8.11	117.1	4.04	192	15.3	92	8.1	5.8	16.3	0.00	0.0	61	11	0.10	<0.001	0.0242	<0.03	20.2	22.9	2.6
13.1M 0 - 19 cm	8.19	138.7	24.3	160	15.9	93	8.6	5.3	16.3	0.00	0.0	23	15	0.20	0.005	<0.02	0.0397	24.3	26.9	2.6
13.1M 19.5 - 34 cm	8.21	151.8	4.82	191	18.1	102	9.9	5.7	18.3	0.00	0.0	27	11	0.23	<0.001	<0.02	<0.03	22.8	29.0	2.8
13.1M 34.5 - 48 cm	8.3	161.0	8.21	154	17.8	92	9.6	5.0	18.2	0.00	0.0	41	12	0.20	<0.001	0.0209	0.0353	28.3	30.0	1.7
13.1M 48.5 - 61	8.25	147.5	6.83	103	15.5	69	8.1	4.3	15.8	0.00	0.0	39	11	0.16	<0.001	0.0231	0.0601	26.3	28.8	2.5
13.10 0 - 13 cm	7.9	161.9	57.6	438	24.1	205	17.6	6.0	24.1	0.00	0.0	-	29	0.13	<0.001	<0.02	0.0452	28.6	31.6	3.0
13.10 13.5 - 26 cm	8.19	126.2	14.7	383	17.1	163	13.0	6.9	17.8	0.00	0.0	3	27	0.20	0.005	<0.02	<0.03	21.8	23.9	2.1
13.10 13.5 - 26 cm			14.8	383	17.2									0.20	0.006	<0.02	<0.03			
13.10 26.5 - 41 cm	3.59	2.2	<0.05	820	18.2	265	22.4	11.6	23.1	0.14	0.4	715	8363	0.68	<0.001	0.0915	0.0911	0.3	4.4	4.1
13.10 41.5 - 51 cm	3.22	0.0	0.639	624	17.4	166	19.2	11.7	20.2	0.43	0.3	1502	6164	0.70	<0.001	0.0945	<0.03	0.2	5.5	5.3
20.10 0 - 12 cm	8.12	165.1	63.5	198	19.6	126	10.9	6.1	19.2	0.00	0.0	114	25	0.17	<0.001	<0.02	0.4	29.2	33.1	4.0
20.10 12.5 - 25 cm	8.14	145.5	22.5	260	19.2	129	11.2	6.5	18.9	0.00	0.0	111	21	0.19	<0.001	<0.02	<0.03	25.4	28.7	3.3
20.10 25.5 - 38 cm	7.96	118.8	13.6	371	17.2	155	12.6	6.8	17.5	0.01	0.0	93	23	0.17	<0.001	<0.02	<0.03	20.3	22.9	2.6
20.10 38.5 - 54 cm	7.95	118.0	2.91	579	17.3	229	15.6	7.4	17.9	0.00	0.0	130	39	0.12	0.006	<0.02	<0.03	19.5	22.6	3.1
20.1M 0 - 20 cm (I)	8.15	211.9	0.895	277	26.3	145	13.3	5.8	23.8	0.00	0.0	34	44	0.21	<0.001	0.0408	<0.03	38.9	35.9	-3.0
20.1M 0 - 20 cm (II)	7.89	139.7	3.52	510	23.9	209	15.8	6.2	22.7	0.00	0.0	2	68	0.18	0.005	<0.02	0.0544	24.7	27.4	2.7
20.1M 20.5 - 32 cm	8	119.7	31.3	223	19.4	112	10.0	5.1	19.2	0.00	0.0	119	30	0.23	0.007	<0.02	0.0366	21.9	23.7	1.8
20.1M 32.5 - 43 cm	8	121.0	23.1	162	15.2	90	8.0	3.8	15.4	0.00	0.0	148	17	0.18	0.004	<0.02	0.0697	21.1	24.5	3.4
20.1M 32.5 - 43 cm			23	162	15.3									0.18	<0.001	<0.02	0.0717			
20.1M 43.5 - 54 cm	7.96	114.6	20.1	151	15.6	83	7.7	4.0	15.5	0.00	0.0	104	21	0.17	<0.001	<0.02	0.0714	20.4	23.1	2.7
Assen Oost																				
102 - 103 top: zand (I)	8.02	177.6	<0.05	181	13.3	105	7.8	4.2	16.4	0.00	0.5	19	10	0.10	<0.001	0.0285	<0.03	32.8	32.0	-0.7
102 - 103 top: zand (II)	7.82	179.2	<0.05	175	11.3	114	8.1	4.5	14.8	0.00	0.0	22	12	0.09	<0.001	0.0352	<0.03	36.4	35.7	-0.7
102 - 103 onder top: klei	7.8	200.0	0.205	269	10.9	147	10.2	3.4	13.6	0.00	1.7	13	15	0.10	<0.001	0.0408	<0.03	38.9	35.9	-3.0
102 - 103 midden: zand	7.89	152.9	<0.05	114	10.6	78	5.4	3.5	12.0	0.00	0.0	19	12	0.08	0.005	<0.02	<0.03	28.0	27.1	-0.9
102 - 103 bodem: zand	7.92	151.3	<0.05	151	10.6	93	6.1	3.7	12.3	0.00	0.0	12	14	0.07	<0.001	<0.02	<0.03	26.4	27.7	1.3
111 - 111.70 top: grof zand (I)	8.05	181.8	<0.05	101	14	78	6.8	3.7	17.0	0.00	0.2	53	10	0.09	<0.001	0.0442	<0.03	31.5	32.2	0.7
111 - 111.70 top: grof zand (II)	8.18	166.2	<0.05	87	11.9	70	6.0	3.1	14.4	0.00	0.1	10	10	0.08	<0.001	0.0301	<0.03	29.5	30.5	1.0
111 - 111.70 bodem: grof zand	8.22	162.7	<0.05	68	11.9	61	5.3	2.7	14.7	0.00	0.0	69	11	0.08	<0.001	0.0333	<0.03	28.6	28.9	0.3
111 - 111.70 bodem: grof zand			<0.05	68	11.9									0.08	<0.001	0.0333	<0.03			
129 - 130 top: klei (I)	7.81	135.9	0.126	638	15.7	232	17.1	13.3	39.3	0.00	0.0	1	13	0.05	<0.001	0.0696	<0.03	22.8	23.1	0.3
129 - 130 top: klei (II)	7.87	127.5	0.13	801	19.1	283	20.7	15.2	48.1	0.00	0.0	-	13	0.06	<0.001	0.0743	<0.03	21.0	N.A.	N.A.
129 - 130 onder top: zand	8.08	156.7	<0.05	134	15.8	83	6.8	3.3	19.3	0.00	0.5	139	14	0.09	0.0074	0.0264	<0.03	27.7	29.8	2.1
129 - 130 midden: zand	7.71	68.6	<0.05	249	27.7	93	8.2	4.1	29.8	0.00	2.1	43	21	0.06	<0.001	0.0634	<0.03	11.1	13.5	2.4
129 - 130 bodem: zand	6.13	14.8	<0.05	289	26.2	89	8.3	3.9	24.5	0.00	5.8	307	71	0.02	0.007	0.061	<0.03	0.7	3.3	2.6

3.2.2 Gemeten reductiecapaciteit versus potentiële reductiecapaciteit

Een belangrijke doelstelling van micro-oxymax experimenten was om inzicht te krijgen in de werkelijke reactiviteit ofwel reductiecapaciteit van een sedimentmonster ten opzichte van de reactiviteit op basis van de sedimentsamenstelling. Hiervoor is de gemeten reductiecapaciteit van de sedimentmonsters na 21 dagen in de micro-oxymax (mRC, in micromol O₂ per gram droge stof) vergeleken met de potentiële reductiecapaciteit (pRC). De pRC van een monster is een maat voor het verwachte O₂-verbruik als alle gereduceerde bodembestanddelen in een monster geoxideerd zouden worden. De pRC (µmol O₂ per gram droge stof (gr d.s.)) is gebaseerd op het gemeten pyriet (FeS₂) en het totale organische koolstofgehalte (TOC) in het sedimentmonster, volgens:

$$pRC = 3 \frac{3}{4} [FeS_2] + 1[TOC]$$

Hierin staat [x] voor de concentratie van component x.

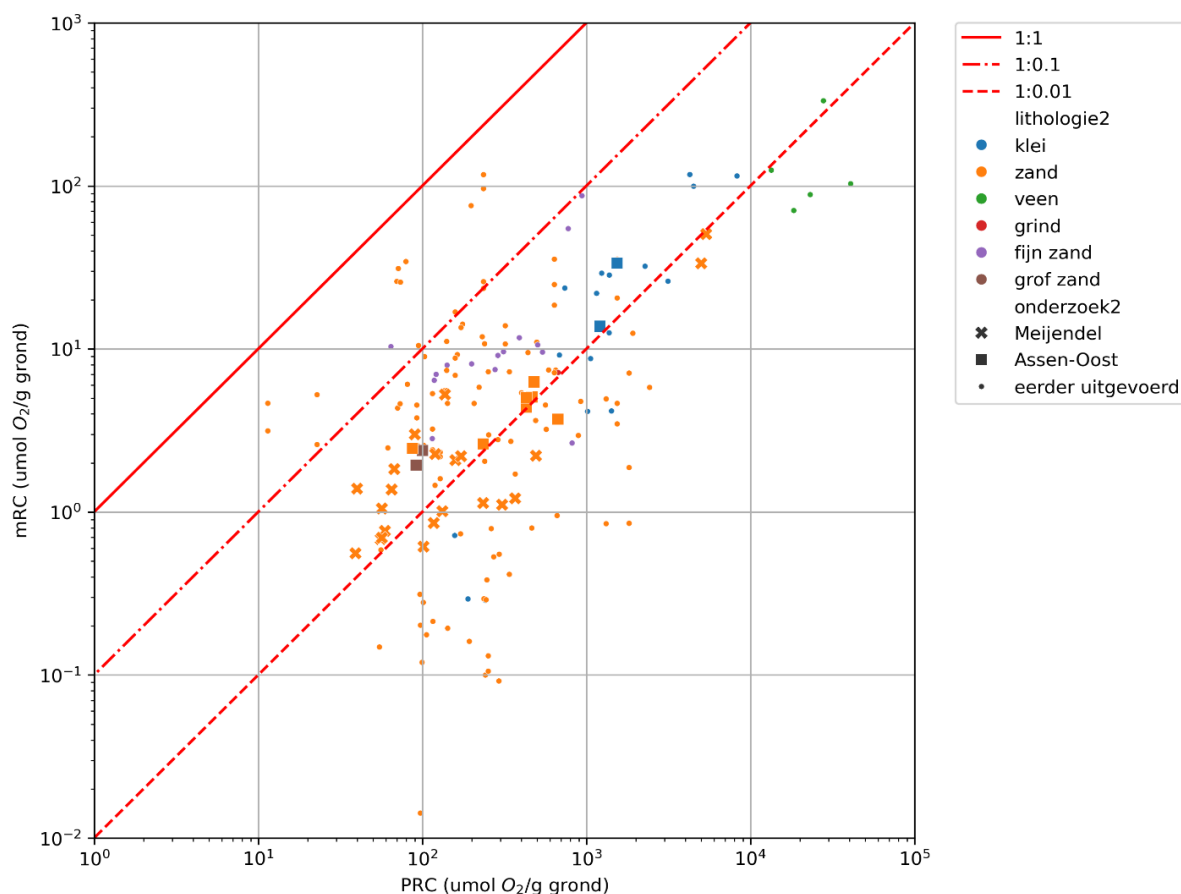
De monsters uit het huidige experiment zijn toegevoegd aan een database met eerder uitgevoerde micro-oxymax metingen van Nederlandse sedimentmonsters uit verschillende geologische formaties (Van der Grift en Hartog, 2025) (Figuur 3.7). In totaal betrof dit 143 zandmonsters, 7 fijn zandmonsters, 17 kleimonsters en 5 veen/gytta monsters. Het plaatsen van de huidige metingen in een referentiekader van eerdere metingen geeft additioneel inzicht in de sedimentreactiviteit van beide infiltratiesystemen.

Wanneer we de gehele dataset van mRC metingen vergelijken met de PRC-bepalingen blijkt dat de PRC (2 – 15.000 µmol O₂/gr d.s.) in alle sedimentmonsters veel hoger is dan de mRC (0.67 – 8080 µmol O₂/gr d.s.). Zoals verwacht is er enig verband tussen de TRC en de mRC maar deze correlatie is erg zwak. Daarnaast is de mediaan van alle pRC

waardes 69 keer hoger dan de mediaan van de mRC waardes. Deze resultaten tonen aan de totaalgehalten aan gereduceerde bodembestanddelen weinig zeggen over de daadwerkelijk reactiviteit van het sediment. Hierbij moet natuurlijk wel worden opgemerkt dat de gemeten reductiecapaciteit het zuurstofverbruik na 21 dagen voorstelt. Voor het overgrote deel van de sedimentmonsters gold dat het zuurstofverbruik per tijdseenheid nog niet veel was afgenomen. De gemeten mRC zal dus nog toenemen bij een langere incubatieduur.

De analyse van de mRC is tot nu toe op een beperkt aantal sedimentmonsters uitgevoerd, waarbij wel een onderscheid gemaakt kon worden tussen zand, klei en veen. Gemiddeld genomen neemt de gemeten reductiecapaciteit toe in de volgorde: zand < fijn zand < klei < veen. Deze volgorde is volgens verwachting op basis van de hogere gehalten aan organische stof en pyriet in veen en klei dan in zand. Het maar het aantal monsters in deze laatste twee categorieën is erg laag. Een onderscheid naar geologische formatie is met deze beperkte dataset niet mogelijk. Opvallend is wel dat de zandmonsters een enorme range in reductiecapaciteit hebben (0.0006 – 75.6 $\mu\text{mol O}_2/\text{gr d.s.}$). Uiteraard draagt de variatie van organische stof en pyrietgehalten in deze zandmonsters hieraan bij, maar deze is niet dermate groot dat de gevonden range hiermee verklaard kan worden. Dit is een duidelijk aanwijzing dat de reactiviteit van de organische stof en pyriet sterk kunnen variëren.

De gemeten mRC waardes van de sedimentmonsters uit Meijndel en Assen liggen binnen de range van de eerder gemeten mRC waardes. Ten opzichte van de gehele database met micro-oxymax metingen valt op de huidige metingen meer rond de 1:0.01 lijn liggen dan de eerder uitgevoerde experimenten.



Figuur 3.7. Gemeten reductiecapaciteit na 21 dagen (mRC) versus de potentiële reductiecapaciteit (PRC) van de sedimentmonsters uit infiltratiesystemen Meijndel en de boring Assen-oost en alle eerder uitgevoerde reactiviteitsmetingen. De doorgetrokken lijn is de 1:1 lijn en de gestreepte lijnen zijn de 10% en 1% lijn van de mRC ten opzichte van de PRC.

4 Conclusies en aanbevelingen

Micro-oxymax metingen aan sedimentmonsters onder drie infiltratiepanden in waterwingebied Meijndel laten zien dat de aanwezigheid van een sliblaag met een hoog organisch materiaalgehalte leidt tot een hoge redoxreactiviteit door de oxidatie van zowel organisch materiaal als ijzersulfides (pyriet). Dit betekent in de praktijk dat tijdens infiltratie van oppervlaktewater de zuurstofconcentraties direct zullen afnemen en het water snel anoxisch wordt. Sedimentmonsters met een laag organisch materiaalgehalte laten ook een lager zuurstofverbruik en kooldioxideproductie zien. In alle monsters is de CO_2/O_2 ratio lager dan 1 en zijn de sulfaat- en calciumconcentraties in de extracten na afloop van het experiment duidelijk hoger dan in het kraanwater dat voor de experimenten is gebruikt. Dit duidt erop dat er tijdens beluchting van de sedimentmonsters in de micro-oxymax gelijktijdig oxidatie van ijzersulfides (pyriet) optreedt. In enkele monsters is de pyrietoxidatie zodanig sterk dat het monster verzuurd ($\text{pH} < 4$). De kleimonsters van Assen-Oost laten gedurende de periode na 40 dagen CO_2/O_2 ratio's hoger dan 1 zien, mogelijk als gevolg van oxidatie van sideriet.

De diepere sedimentmonsters onder de infiltratiepanden die langer geleden zijn onderhouden (pand 13.1 en 20.1) lijken een wat hogere redoxreactiviteit te hebben dan het infiltratiepand dat meer recent is onderhouden (pand 8.3). Langdurige infiltratie van oppervlaktewater door kan dus leiden tot een toename van de redoxreactiviteit. Het optreden van pyrietoxidatie tijdens beluchting in de micro-oxymax duidt erop dat tijdens infiltratie van zuurstof- en sulfaathoudend oppervlaktewater er dus sulfaatreducerende condities ontstaat wat kan leiden tot accumulatie van ijzersulfides. Het ontstaan van sulfaatreducerende condities is het gevolg van de aanwezigheid van (vers en dus reactief) organisch materiaal op de overgang tussen oppervlaktewater en grondwater. Dit kan effect hebben op de kwaliteit van het infiltratiewater als het infiltratiepand wordt schoongemaakt. Indien na verwijdering van de sliblaag de pandbodem onvoldoende (vers) organisch materiaal bevat om het zuurstof af te breken kan dit met de aanwezige ijzersulfides reageren. Dit leidt dan tot een toename van de sulfaat- en calciumconcentraties en in extreme situaties tot een sterke afname van de pH en mobilisatie van sporenelementen uit pyriet. Bij beheer van open infiltratiesystemen dient een te sterke accumulatie van ijzersulfides te worden voorkomen door op tijd schoon te maken. Het niet tijdig schoonmaken kan tot problemen voor de waterkwaliteit leiden omdat dan na schoonmaak al het opgebouwde pyriet kan oxideren wat sterk verzurend werkt. Daarnaast wordt dan ook voorkomen dat kalkbuffer uitgeput raakt omdat bij lokale (ondiep) verzuring van het infiltrerende water er ook mobilisatie van metalen kan optreden door oplossen silicaten.

De micro-oxymax metingen aan sedimentmonsters uit de doelaquifer van de beoogde diepinfiltratie Assen-Oost laten zien dat bij blootstelling van dit sediment aan zuurstof er zowel afbraak van organisch materiaal als pyrietoxidatie optreedt. De pyrietoxidatie leidt tot een toename van de sulfaat- en calciumconcentratie maar geen enkel monster was na 90 dagen incubatie in de micro-oxymax verzuurd. Op basis van de gehalten aan pyriet en kalk zijn alleen de zandmonsters uit het diepe deel van de doelaquifer (129-130 m) potentieel kwetsbaar voor verzuring als gevolg van pyrietoxidatie. De hoeveelheid CaCO_3 is in deze monsters onvoldoende om al het pyriet bij oxidatie te bufferen. Het zuurstofverbruik van de sedimentmonsters was na 90 dagen was niet gelijk aan nul en het diepste zandmonster (129-130-bodem) had met 6.13 al wel een iets lagere pH-waarde. Bij een (nog) langere doorlooptijd van de experimenten valt dus niet uit te sluiten dat de pH omlaag schiet. Dit betekent dat bij infiltratie van zuurstofhoudend water in het diepere deel van de doelaquifer op lange termijn rekening gehouden moet worden met verzuring van het grondwater, naast een toename van de sulfaat en calciumconcentratie.

Naast de hierboven beschreven effect van de reactiviteit van sedimentmonsters op de macrochemische waterkwaliteit tijdens infiltratie van (oppervlakte)water zijn er aanwijzingen dat redox gradiënten die optreden bij

infiltratie een effect hebben op de afbraak van organische microverontreinigingen en dat bij het beheer van infiltratiepand hiermee rekening kan worden gehouden. De verwijdering van OMVs tijdens ondiepe bodempassage is waarschijnlijk het gevolg van de hoge biogeochemische activiteit in de overgangszone tussen oppervlaktewater en grondwater. De aanwezigheid van reactieve bodembestanddelen speelt hier waarschijnlijk een cruciale rol. Aanbevolen wordt om meer gericht onderzoek te doen aan dit soort redox gradiënten in infiltratiesystemen en het effect hiervan op de verwijdering van OMVs. Metingen met de micro-oxymax kunnen hier een waardevolle bijdrage leveren omdat dit inzicht oplevert over de werkelijke reactiviteit van sedimentmonsters

Voor de drinkwatersector is het dus van belang om op een zoveel mogelijk gestandaardiseerde wijze lokale data te krijgen over de geochemische bulksamenstelling van de ondergrond en de vertaling hiervan naar de geochemische reactiviteit van het sediment. Een logische stap voor waterbedrijven is om bij de aanleg van putten en peilbuizen in het algemeen maar juist ook specifiek bij de aanleg van infiltratiesystemen geochemisch onderzoek uit te voeren op een vergelijkbare manier als in dit onderzoek voor de infiltratiesystemen Meijndel en Assen Oost is gedaan. Het huidige Geowetenschappelijk Informatie programma (GIP) van TNO, vanuit de taakfinanciering van de ministeries van BZK en EZK wordt gefinancierd, is al een bestaande paraplu waaronder deze activiteiten kunnen worden uitgevoerd en waarvan de resultaten worden gedeeld via DINOloket. Om deze slag te maken wordt aanbevolen om hiervoor ook aandacht te vragen bij de ministeries die betrokken zijn bij het GIP-programma.

Referenties

Raat, K.J., van Doorn, A., Augustinus, L., Crikel, G., Handgraaf, S., Passier, H.P., van Dooren, T., Brokx, L., Gommans, K. en van Strien, C. (2025) Verantwoord infiltreren en aanvullen van grondwater. Een praktisch raamwerk voor infiltreren en aanvullen met zorg voor de grondwaterkwaliteit. Stowa rapport 2025-21.

Van der Grift, B., M.L. van der Schans, P. Timmers (2022) Verwijdering organische microverontreinigingen tijdens bodempassage; een synthese van veldmetingen in de infiltratiesystemen Heel en Berkheide. KWR rapport BTO 2022.012

Van der Grif, B. & Hartog, N. (2025) Het nut van gestandaardiseerde reactiviteitsmeting op sedimentmonsters. H2O vakartikelen 6 juni 2025.

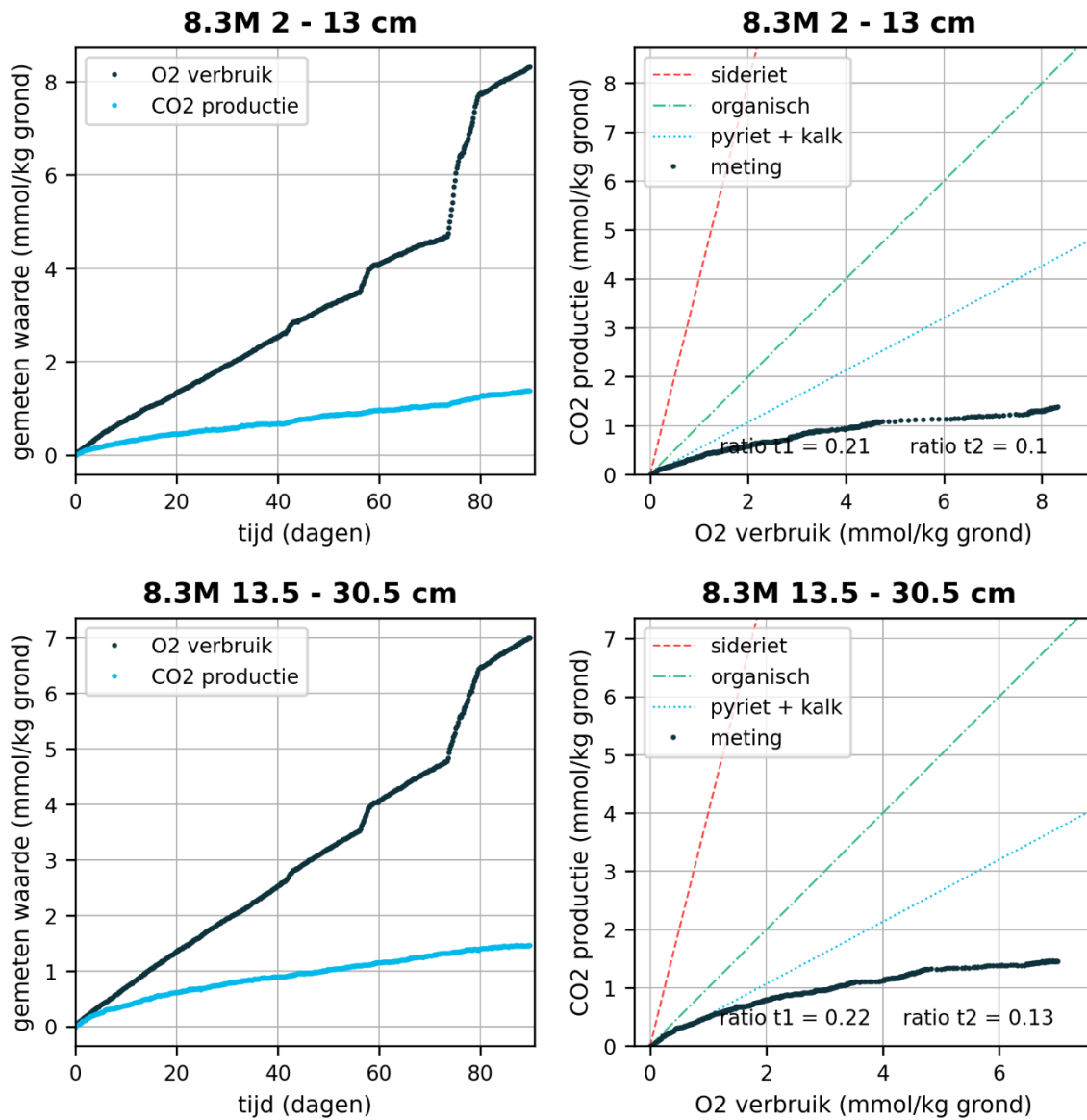
Van der Grift, B. en Timmer, P. (2025) De rol van slib in infiltratiepanden bij OMV-verwijdering tijdens duininfiltratie, Methode KWR 2025.040.

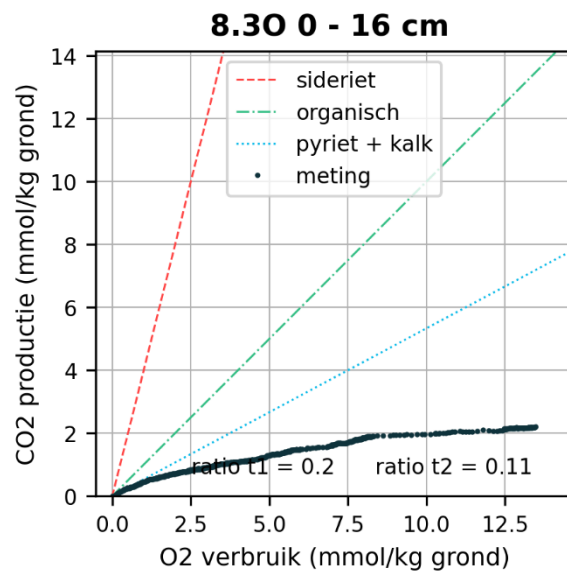
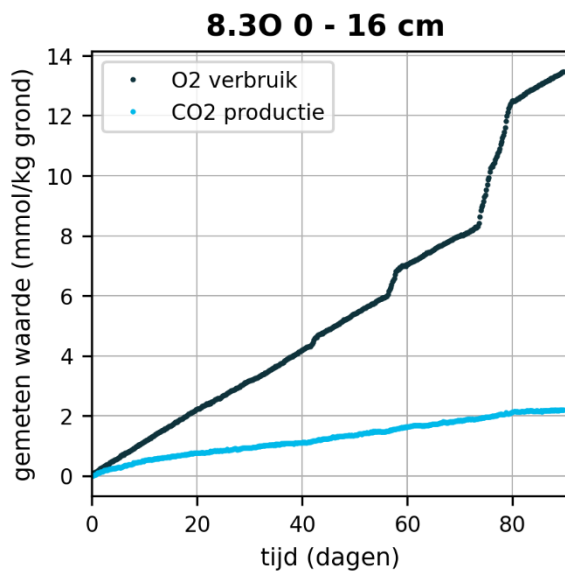
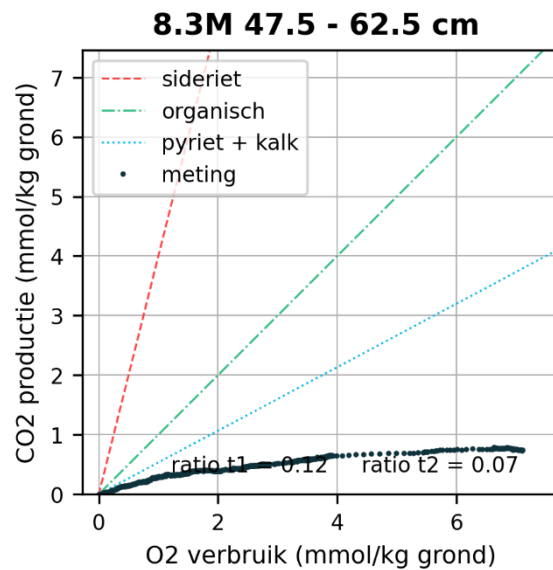
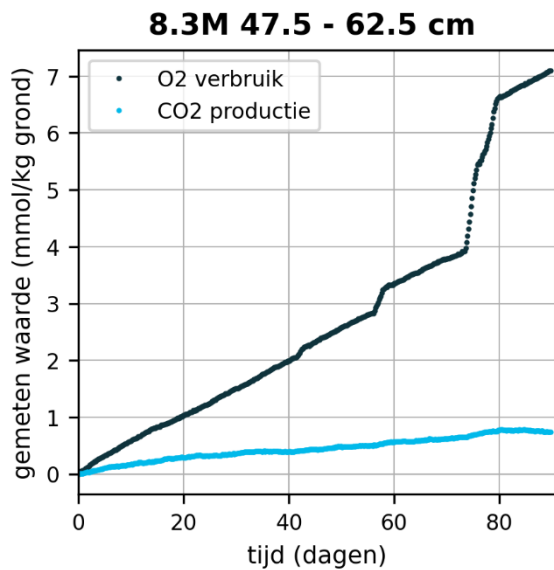
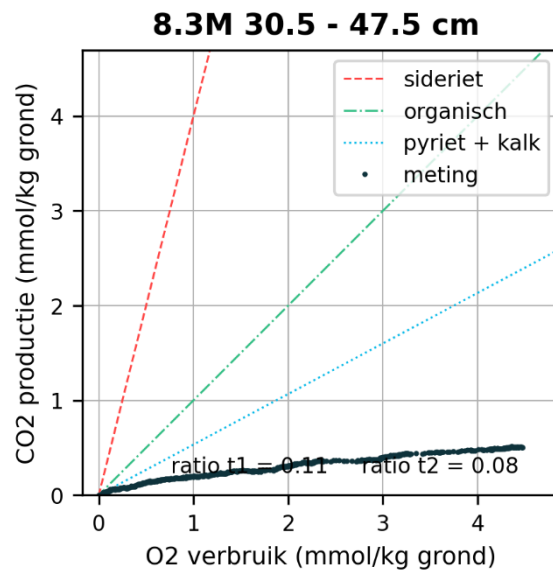
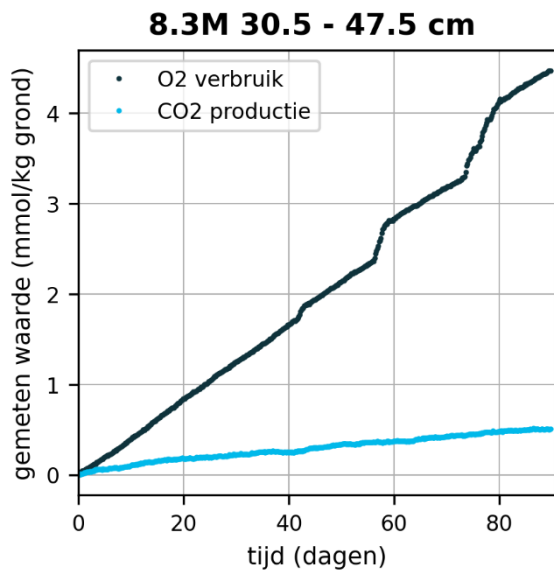
Klein, J., van Gaans, P.F.M., Griffioen, J. (2015). Geochemische karakterisering van de geotop van Holland (gebied 1b en 1c). TNO rapport 2015 R10785.

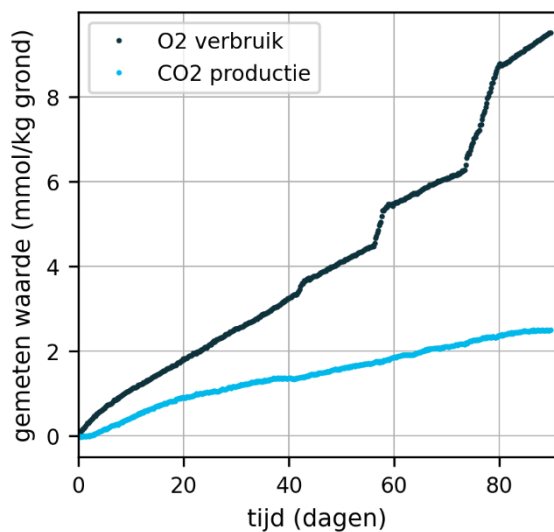
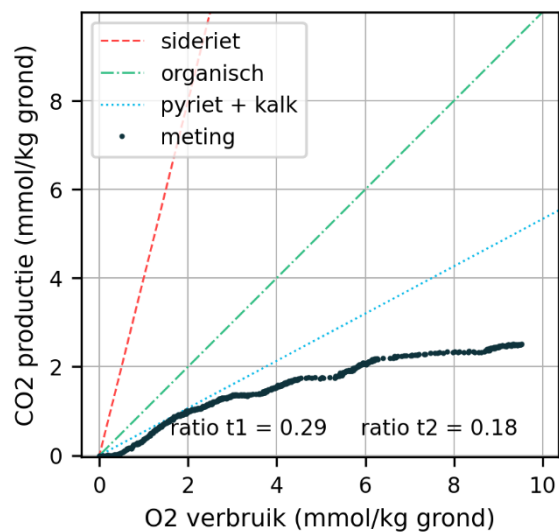
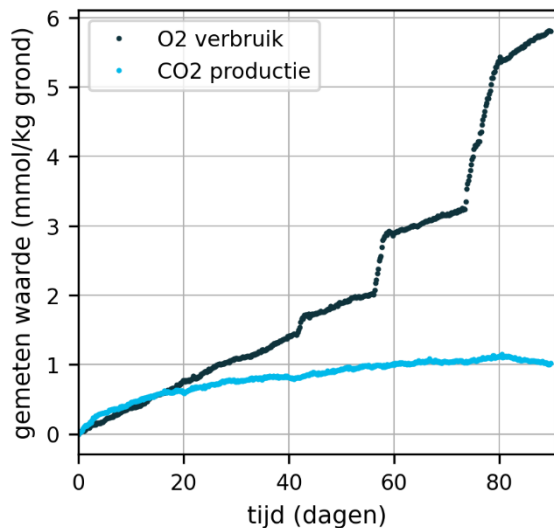
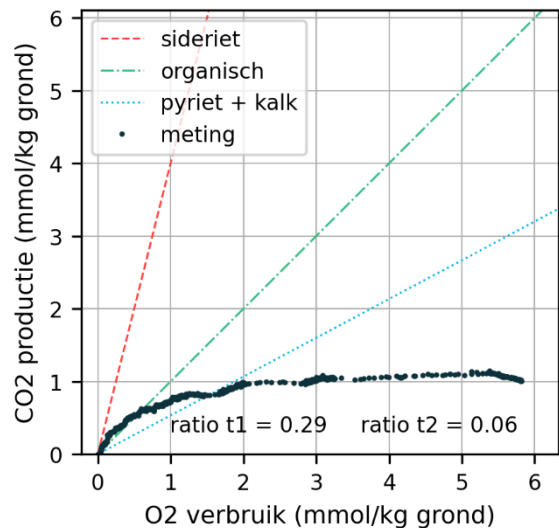
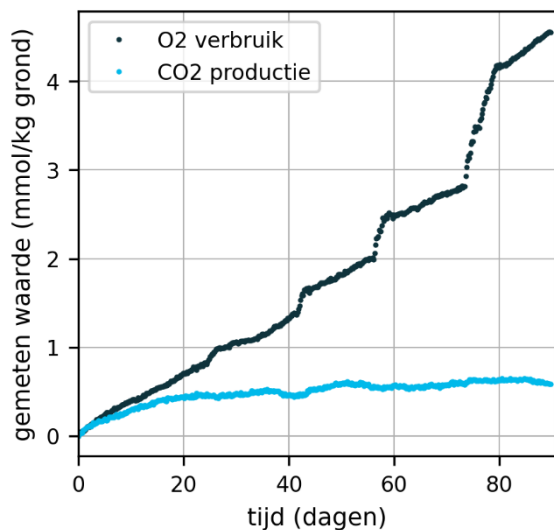
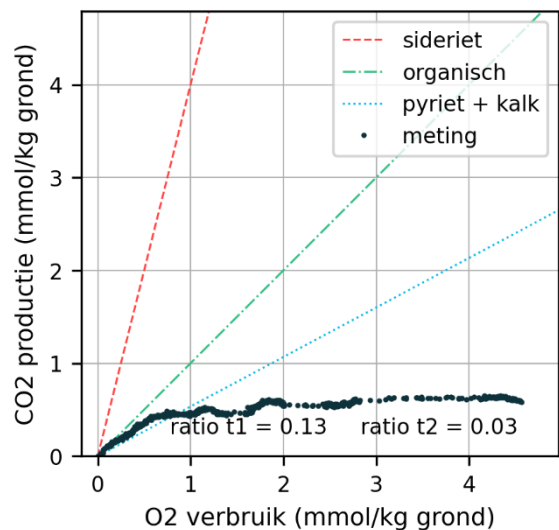
Van Gaans, P.F.M., Griffioen, J., Mol, G., Klaver, G. (2011). Geochemical reactivity of subsurface sediments as potential buffer to anthropogenic inputs: A strategy for regional characterization in the Netherlands. J. Soils Sediments 11, 336–351.

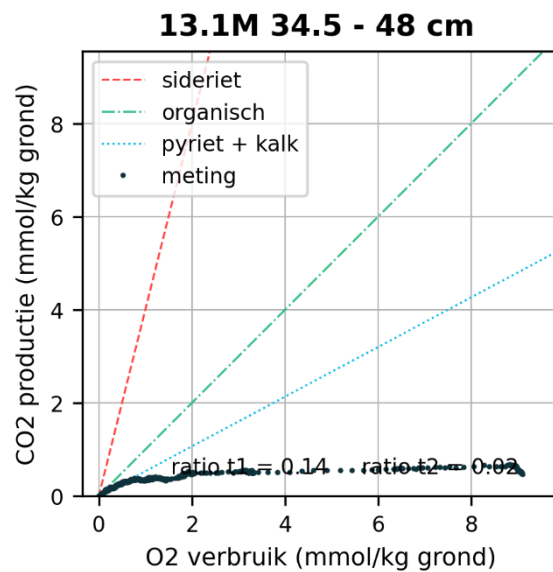
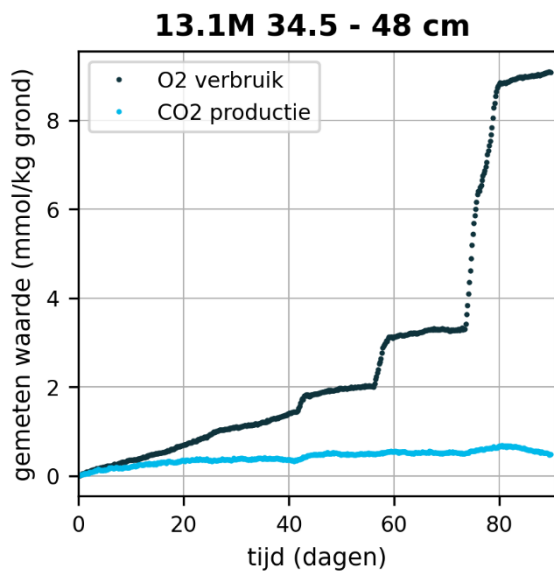
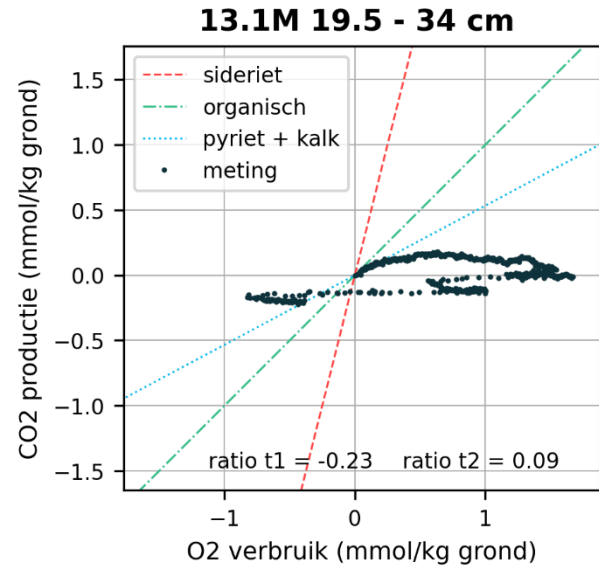
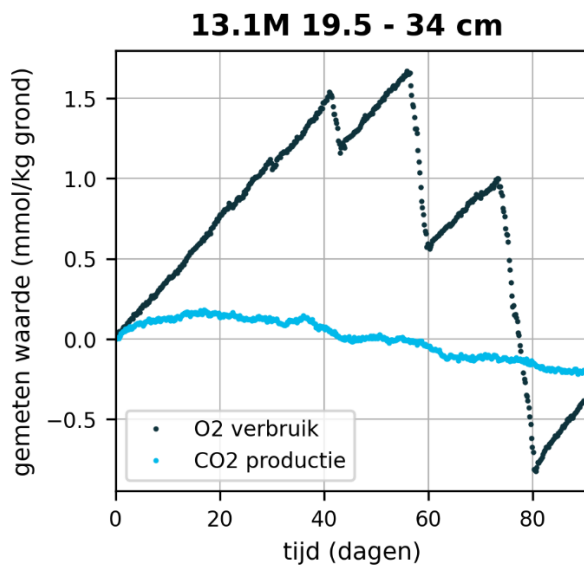
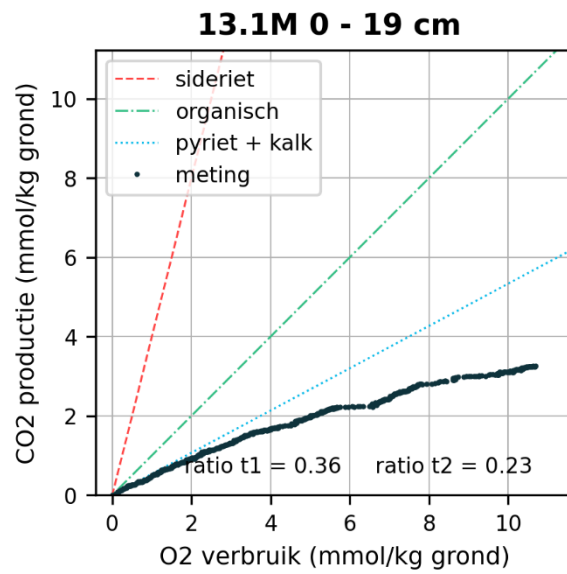
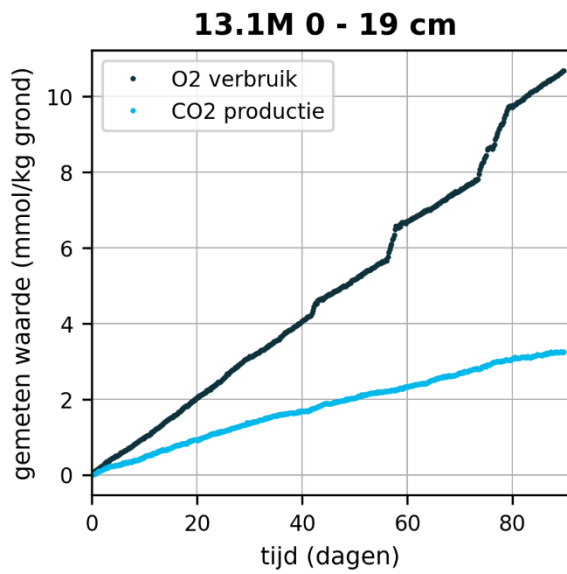
I Grafieken micro-oxymax

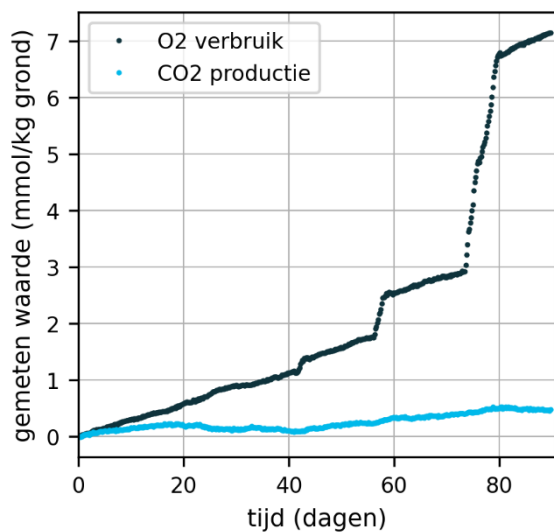
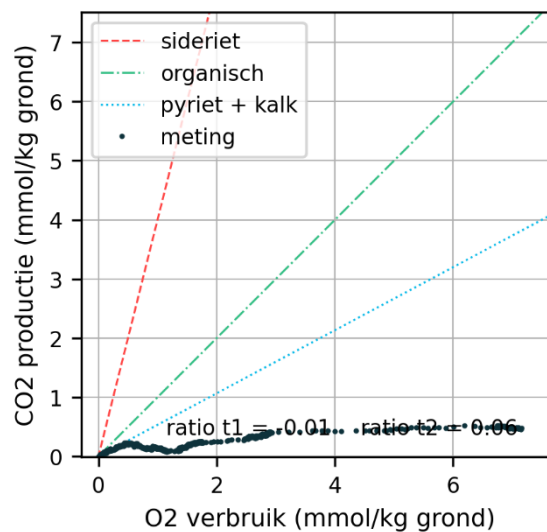
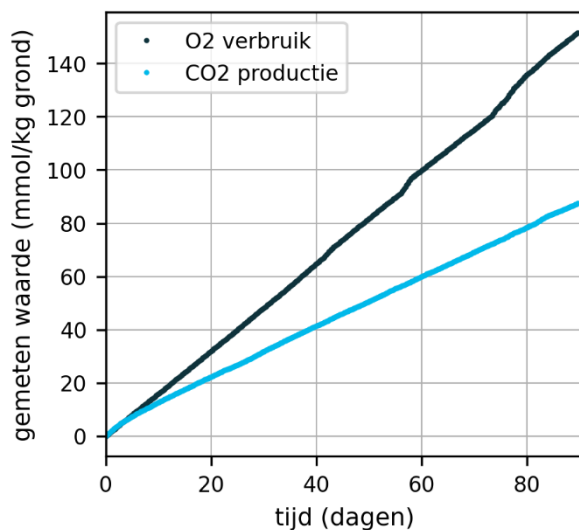
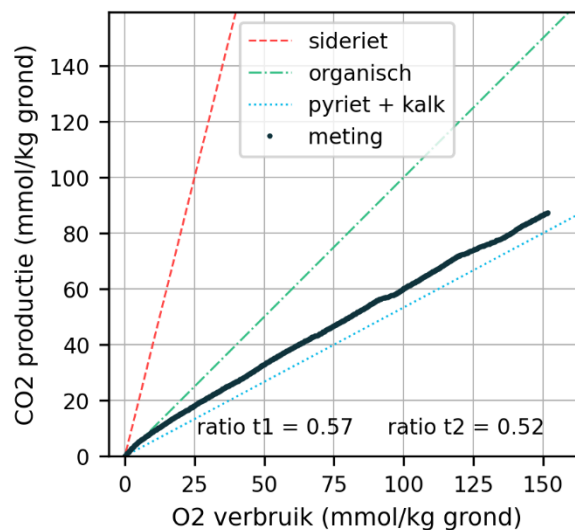
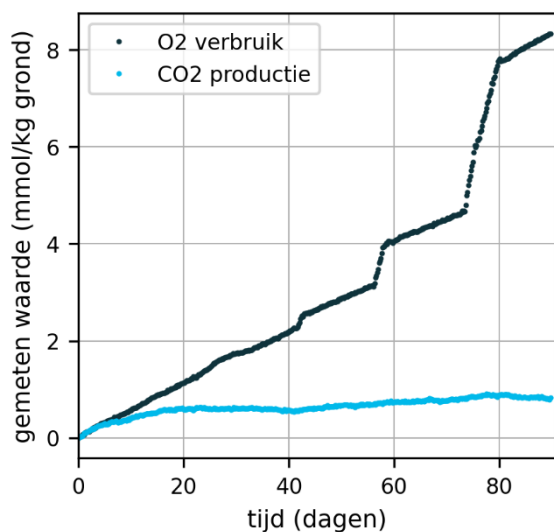
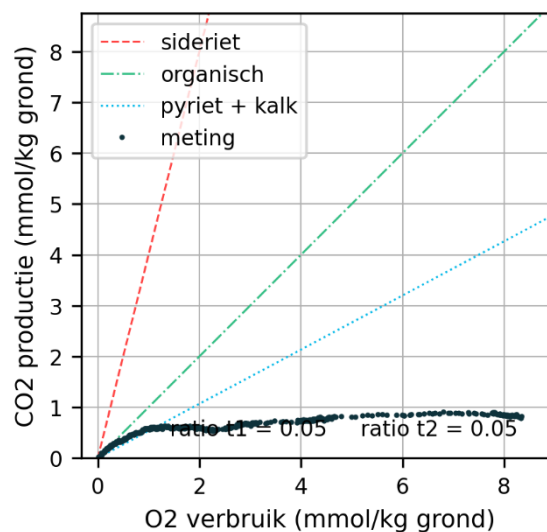
Meijndel

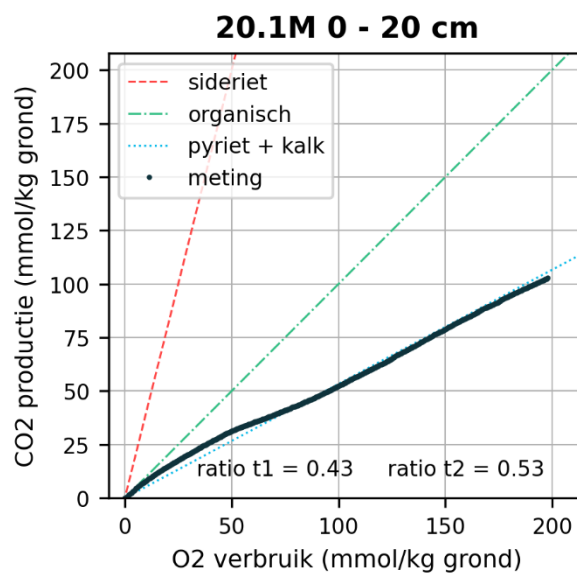
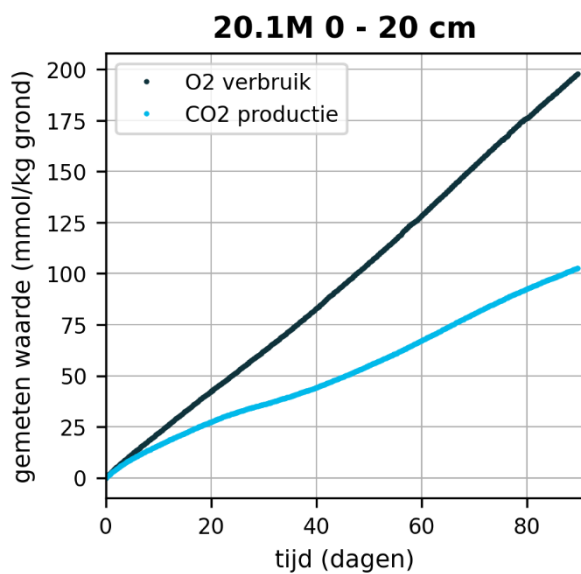
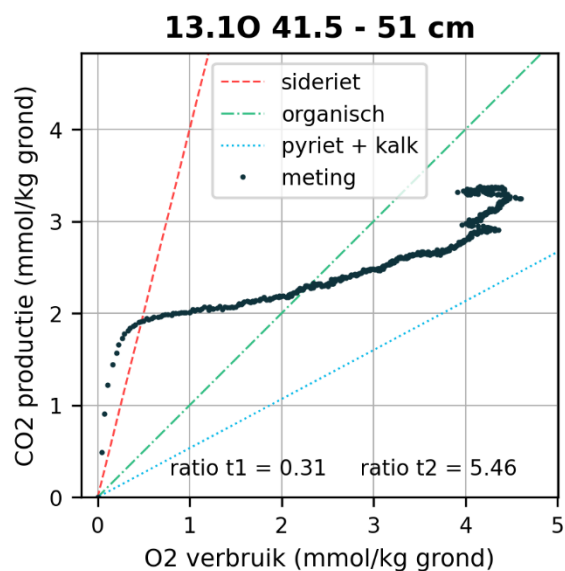
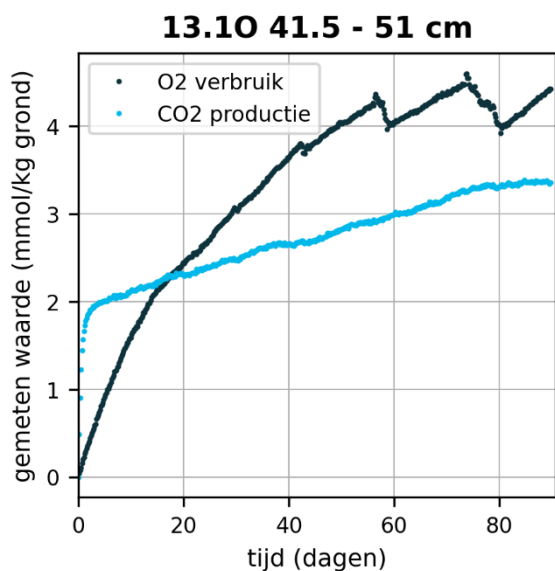
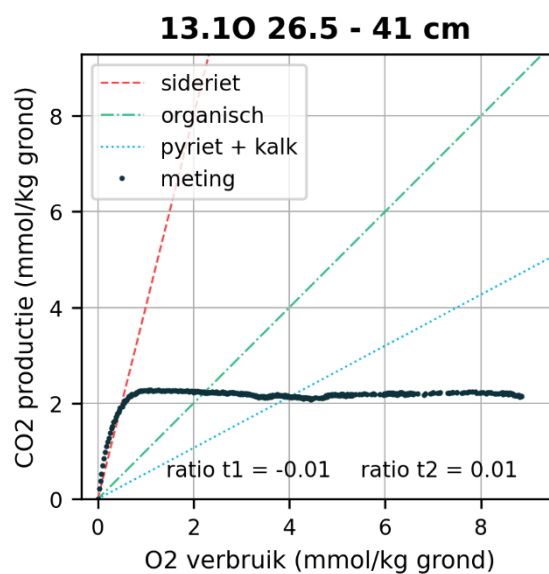
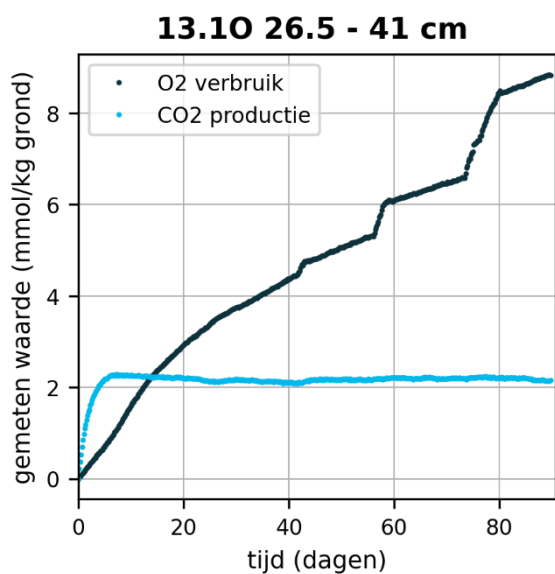


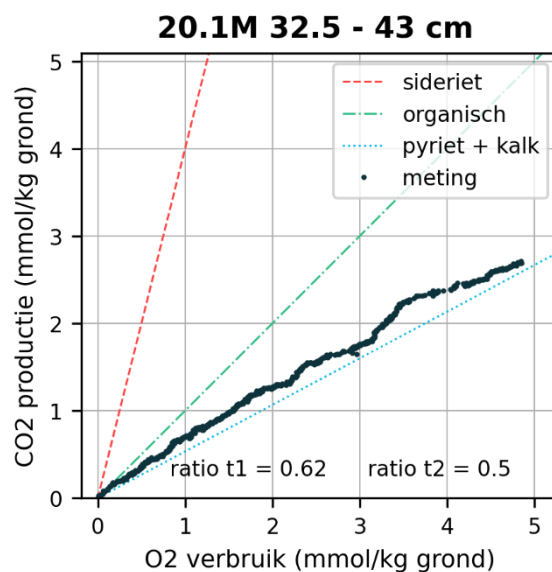
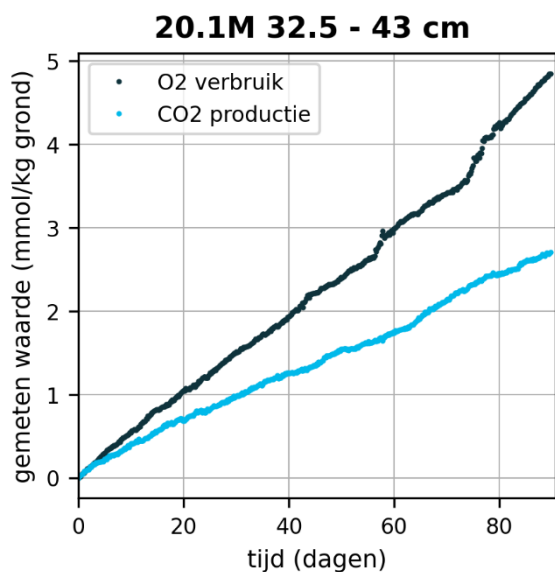
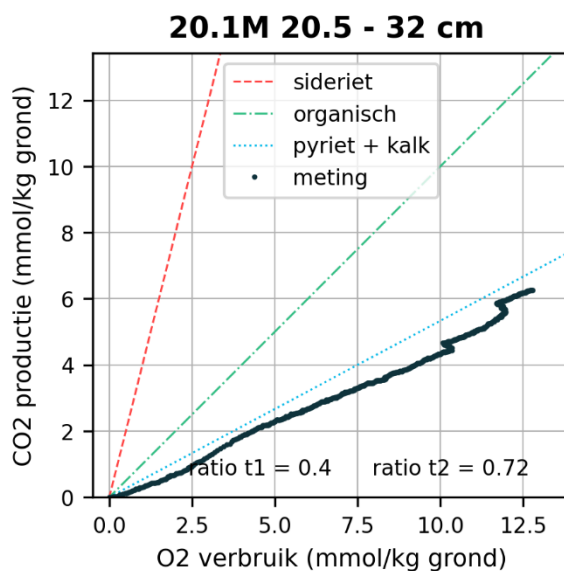
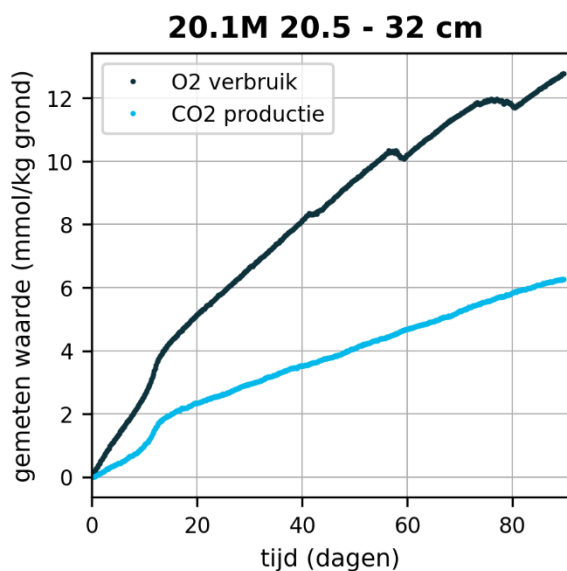
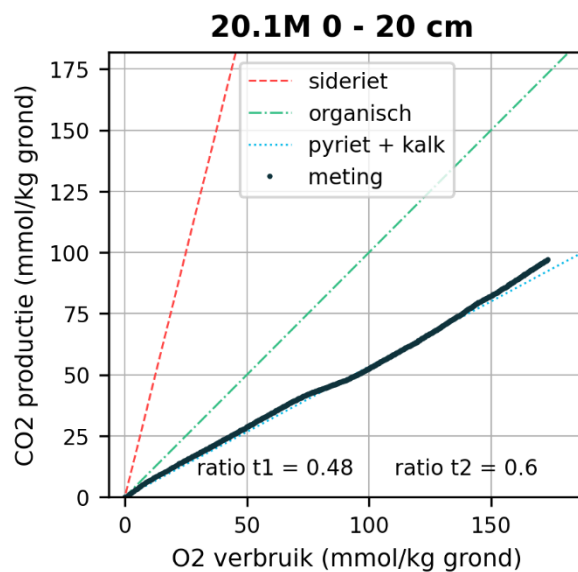
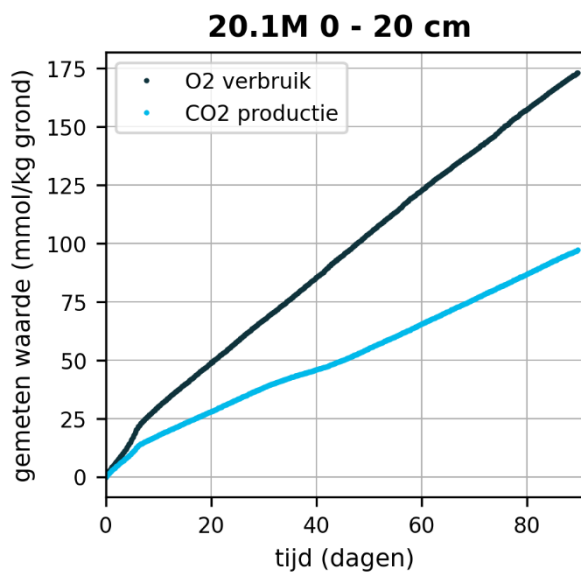


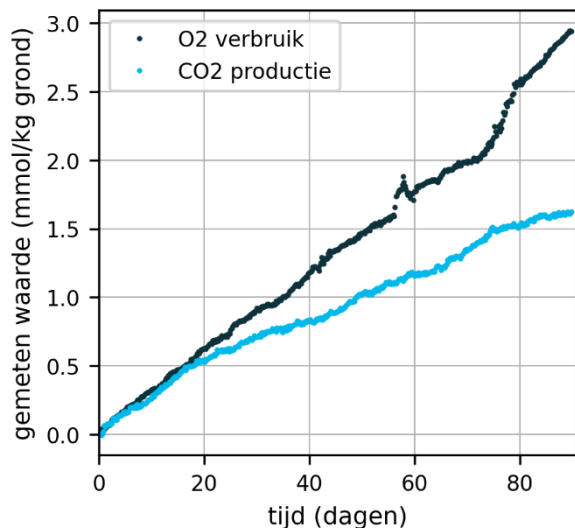
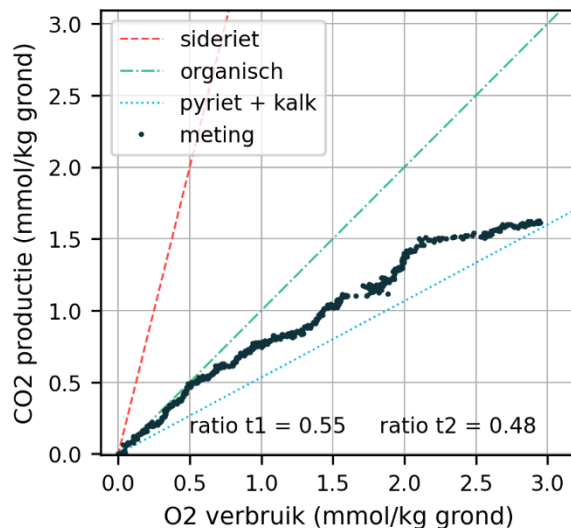
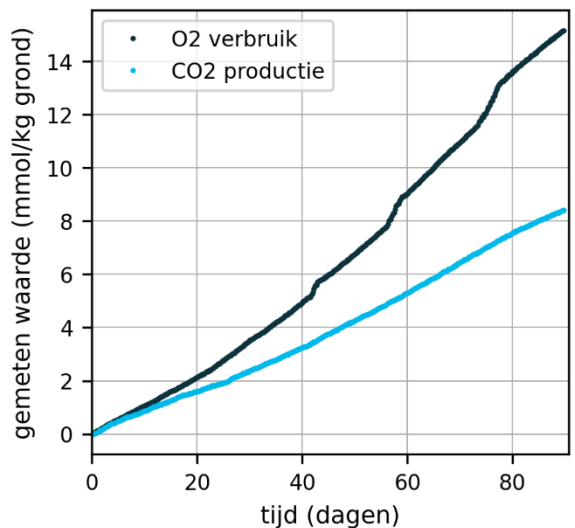
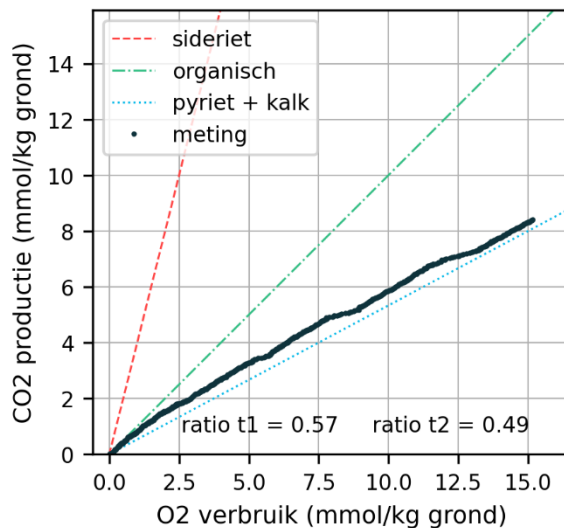
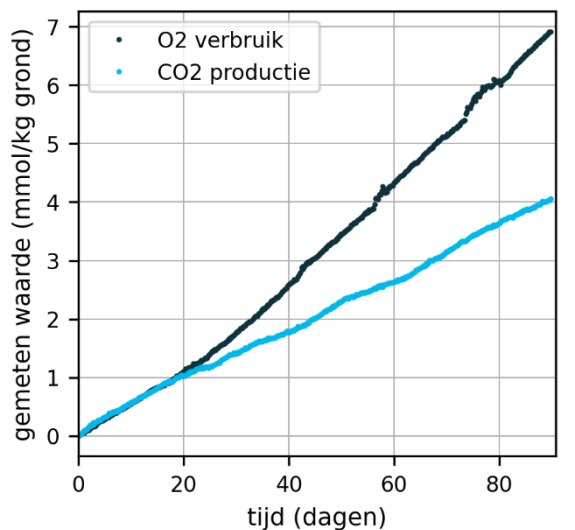
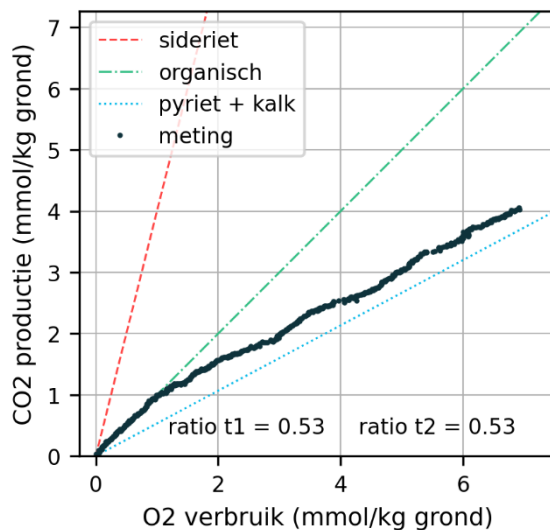
8.30 16.5 - 33.5 cm**8.30 16.5 - 33.5 cm****8.30 34 - 51 cm****8.30 34 - 51 cm****8.30 51.5 - 68 cm****8.30 51.5 - 68 cm**

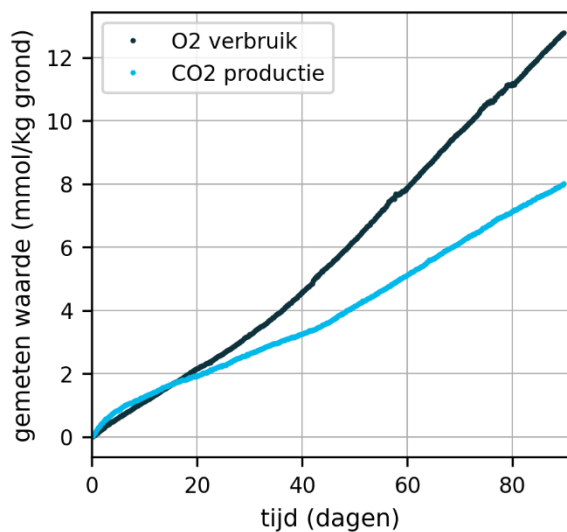
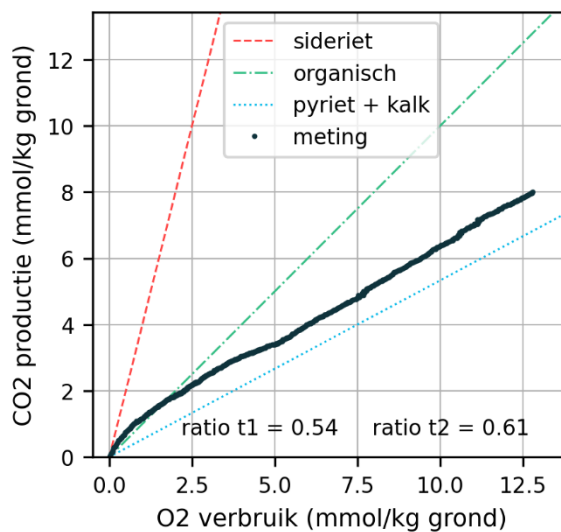
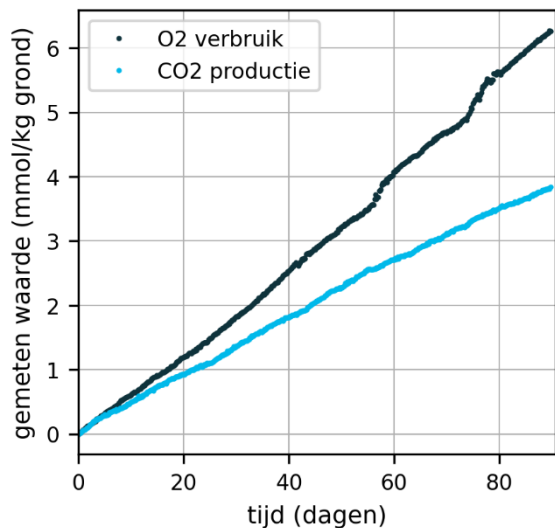
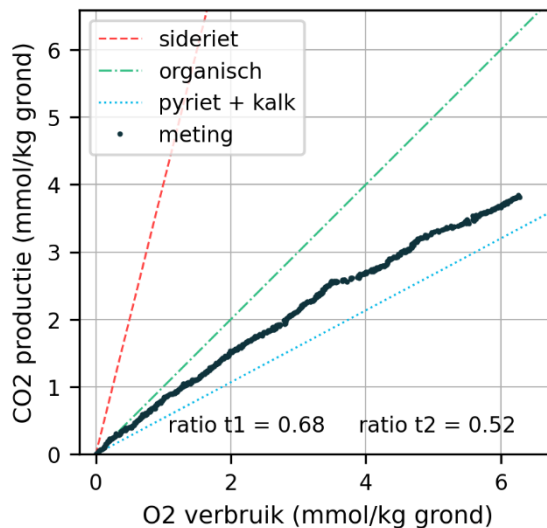


13.1M 48.5 - 61**13.1M 48.5 - 61****13.10 0 - 13 cm****13.10 0 - 13 cm****13.10 13.5 - 26 cm****13.10 13.5 - 26 cm**



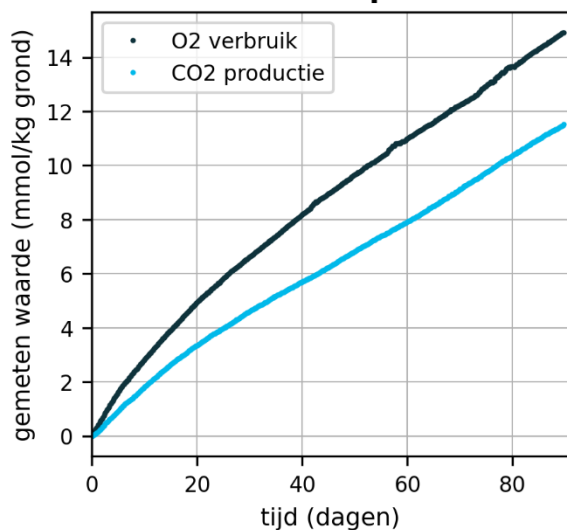


20.1M 43.5 - 54 cm**20.1M 43.5 - 54 cm****20.10 0 - 12 cm****20.10 0 - 12 cm****20.10 12.5 - 25 cm****20.10 12.5 - 25 cm**

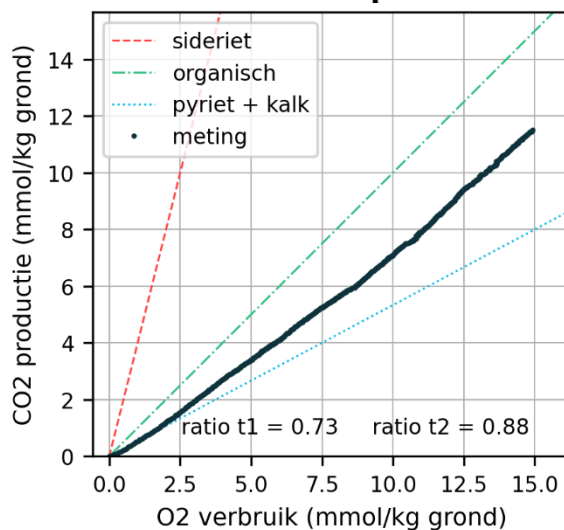
20.10 38.5 - 54 cm**20.10 38.5 - 54 cm****20.10 25.5 - 38 cm****20.10 25.5 - 38 cm**

Assen Oost

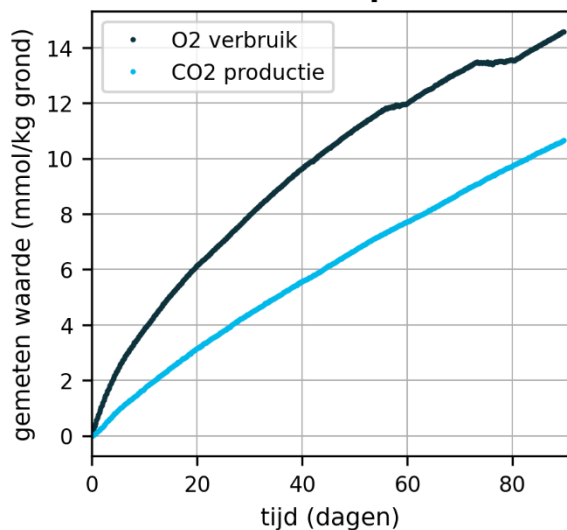
102 - 103 top: zand



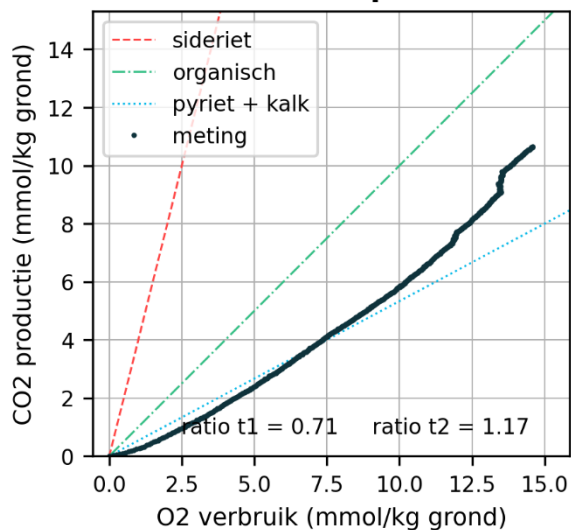
102 - 103 top: zand



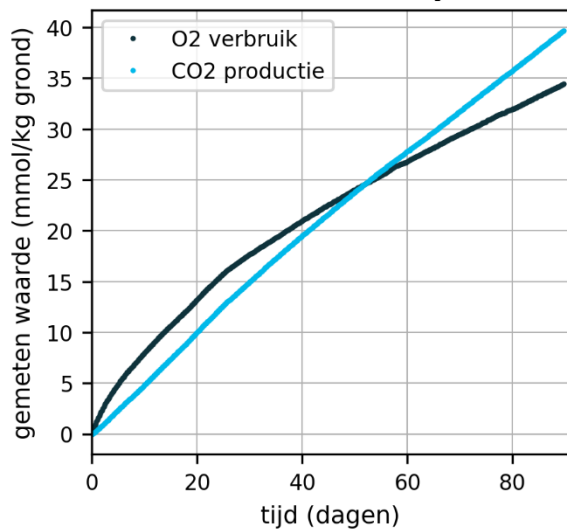
102 - 103 top: zand



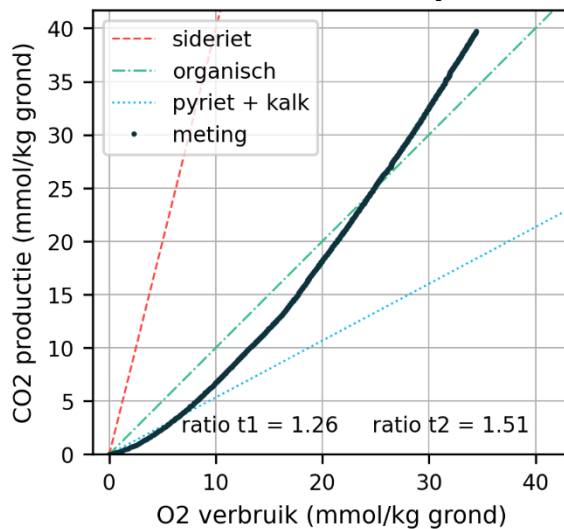
102 - 103 top: zand

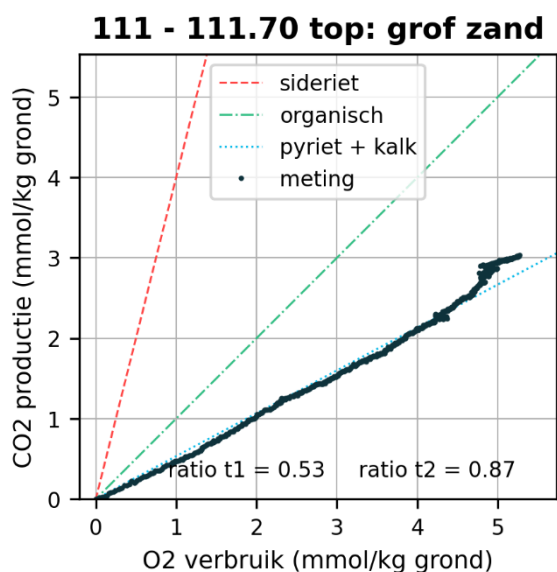
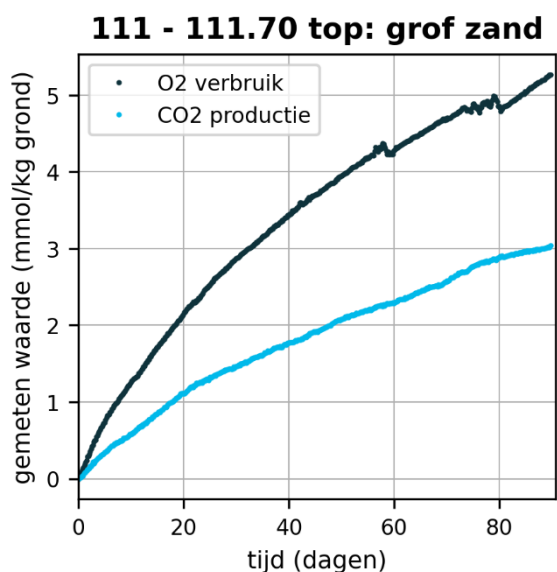
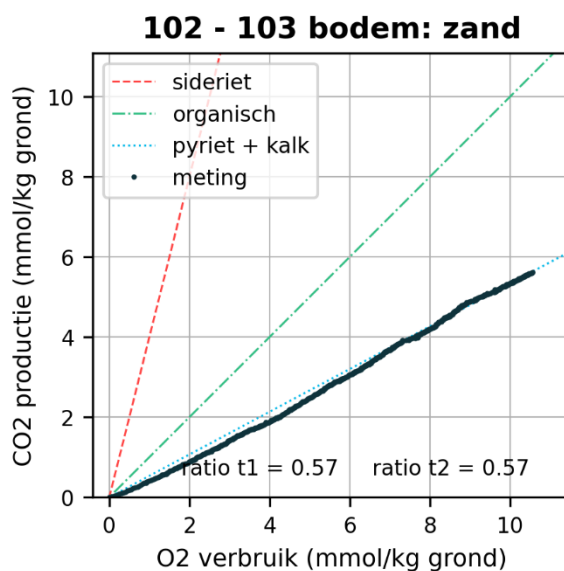
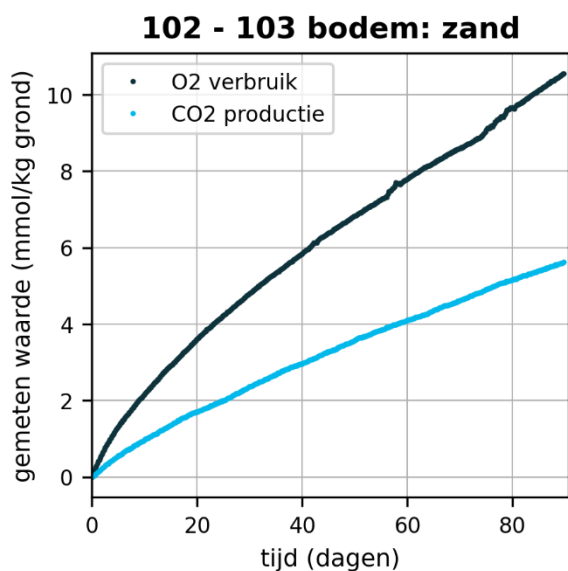
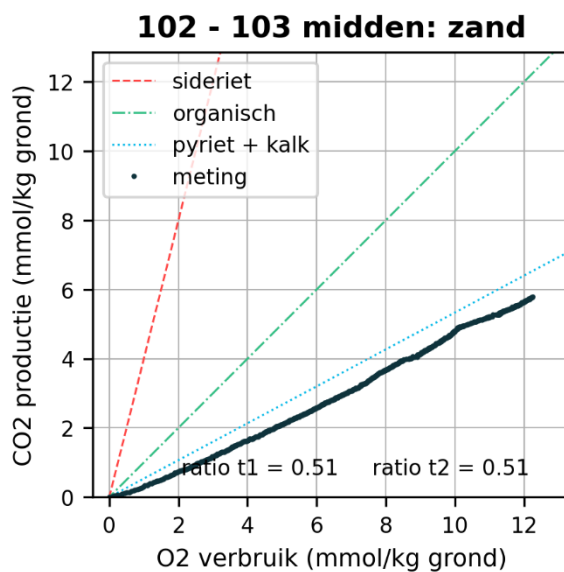
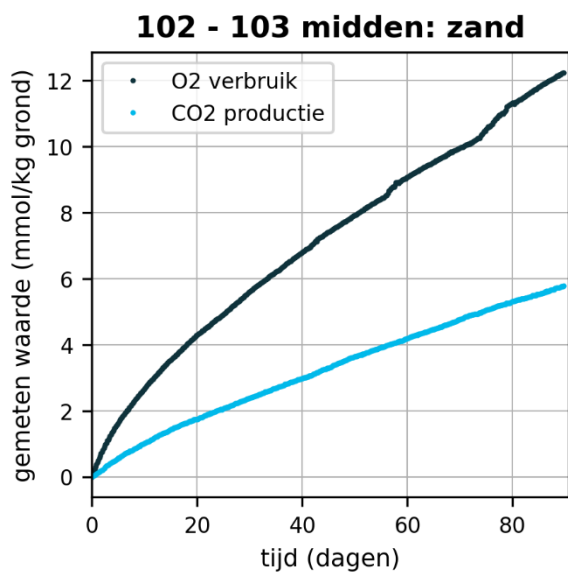


102 - 103 onder top: klei

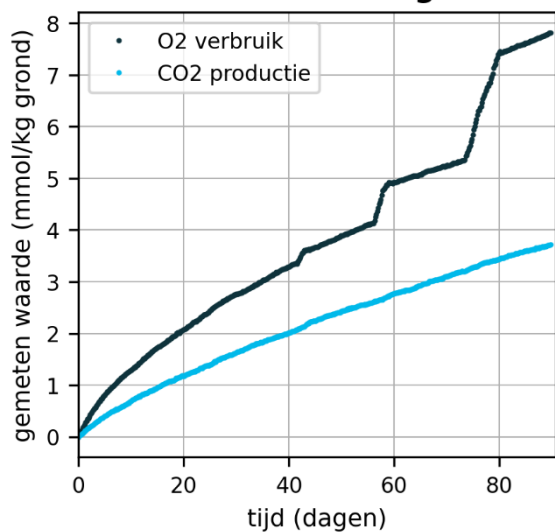
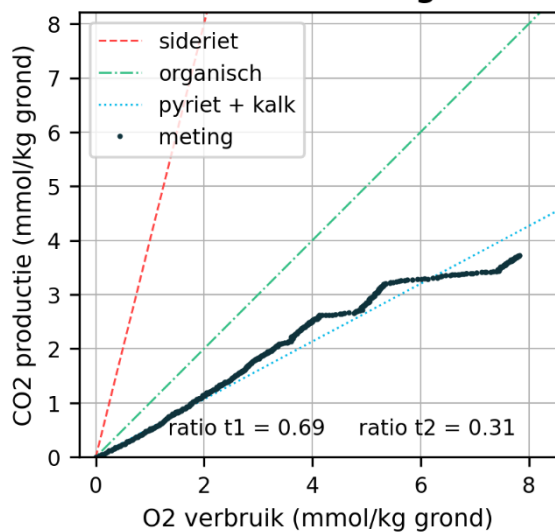
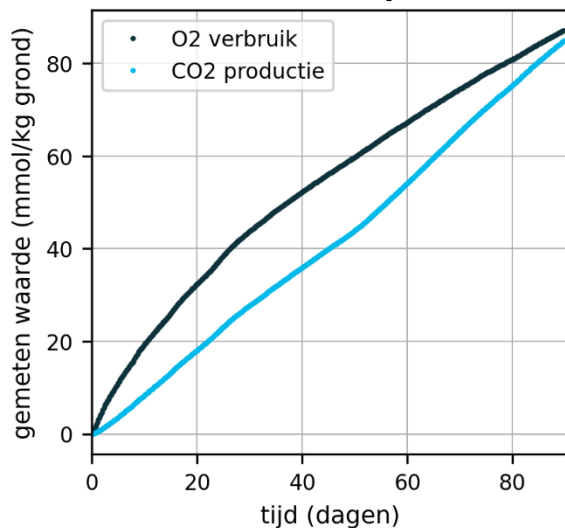
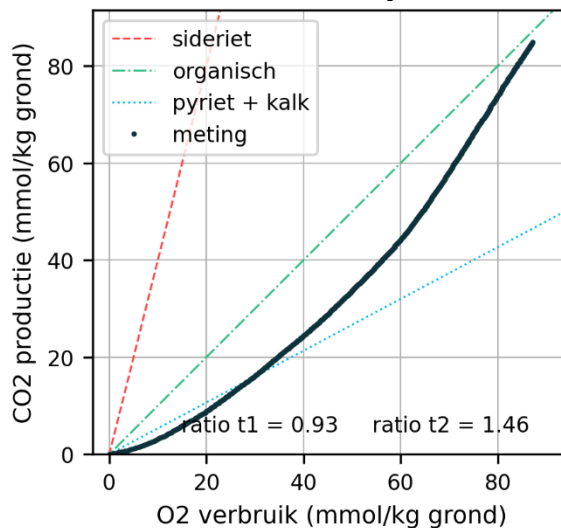
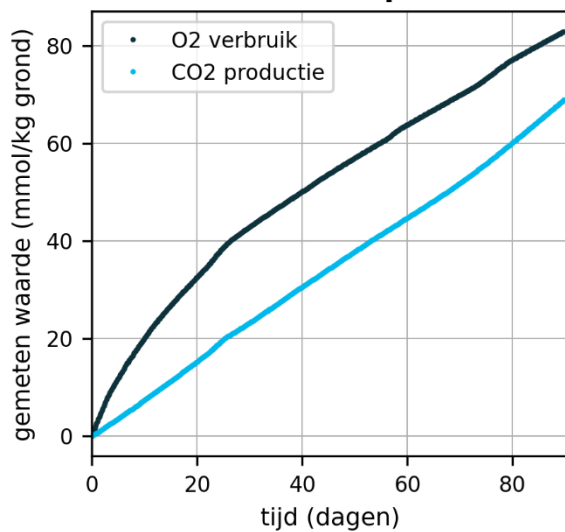


102 - 103 onder top: klei





f

111 - 111.70 bodem: grof zand**111 - 111.70 bodem: grof zand****129 - 130 top: klei****129 - 130 top: klei****129 - 130 top: klei****129 - 130 top: klei**