



Studie in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij

Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij  
vollegrondsgroenten en mogelijkheden van  
vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de  
waterkwaliteitsdoelstellingen van het Actieprogramma  
2011-2014 (MAP4).



Agneessens, L., Vandecasteele, B., Van De Sande, T., Goovaerts, E., Crappé, S., Elsen, A., Willekens, K., De Neve, S. (2014). 'Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij vollegrondsgroenten en mogelijkheden van vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de waterkwaliteitsdoelstellingen van het Actieprogramma 2011-2014 (MAP4): Hoofdrapport', studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 149p.

ISBN: XXX

## **Leden van het consortium**

### **Universiteit Gent**

Laura Agneessens, Stefaan De Neve

### **ILVO-EV Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek**

Bart Vandecasteele, Jarinda Viaene, Louise Carpentier, Jef Van Meensel, Koen Willekens, Donald Dekeyser

### **Inagro**

Tomas Van De Sande

### **Proefstation voor de Groenteteelt vzw (PSKW)**

Ellen Goovaerts, Joris De Nies

### **Provinciaal Proefcentrum voor de Groenteteelt Oost-Vlaanderen (PCG)**

Sara Crappé, Micheline Verhaeghe

### **Bodemkundige Dienst van België (BDB)**

Annemie Elsen

## **Leden van de stuurgroep**

Luc Gallopyn (VLM), Sofie Ducheyne (VLM), Koen Desimpelaere (VLM), Koen Cochez (VLM), Christine Vandierendouck (VLM), Guy Germanes (VLM), Frank Stubbe (VLM), Ria Gielis (VLM), Paul Van Der Sluys (VLM), Bart Debussche (ADLO), Marleen Mertens (ADLO), Pascal Braekman (ADLO), Joost Salomez (LNE-ALBON), Karoline D'Haene (Onderzoeksplatform), Georges Hofman (Onderzoeksplatform), Hanne Buelens (VMM), Kor Van Hoof (VMM), Annelise Bakelants (VMM), Dirk Coomans (CVBB), Raf De Vis (PSKW), Micheline Verhaeghe (PCG), Danny Callens (Inagro), Mia Demeulemeester (Inagro), Erik Van Bockstaele (ILVO), Ann Jamart (Bioforum), Lieven Delanote (PCBT), Guy Depraetere (ABS), Luc Peeters (BelOrta), Ludo Vankelst (BelOrta), Luc Vanoirbeek (Boerenbond), Sibylle Verplaetse (Ministerie Leefmilieu, Natuur en Cultuur), Frans Coussement (Kabinet Landbouw/Visserij/Platteland), Rik Decadt (Veilingen).

# Inhoudsopgave

Summary .....	8
Promising in situ treatment options .....	8
In situ options with a low feasibility.....	9
Valorization of vegetable crop residues.....	10
Samenvatting.....	11
Beloftevolle opties voor de in situ behandelingen .....	11
Moeilijk haalbare opties voor de in situ behandelingen .....	12
Valorisatie van oogstresten .....	13
Leeswijzer.....	14
Situering onderzoeksproject .....	15
I. Inleiding .....	15
I.1 Achtergrond .....	15
I.2 Situering onderzoek .....	16
II. Overzicht uitgevoerde proeven .....	17
II.1 Kortetermijnproeven.....	17
II.2 Langetermijnproeven : alternatieve gewasrotaties .....	17
II.3 Machinale afvoer en valorisatie van oogstresten van groenten.....	18
II.4 Gebruikte methodes.....	24
II.4.1 Bodemstalen .....	24
II.4.2 Opbrengstbepaling .....	24
II.4.3 Analyse oogstresten .....	24
III. Economische evaluatie .....	24
III.1. Definities.....	24
III.2. Introductie .....	25
III.3. Opzet .....	26
III.4. Partiële budgettering.....	27
In situ behandelingen .....	29
1. Kortetermijnproeven: afvoeren/intact laten/ inwerken oogstresten.....	29
1.1 Aangelegde proefvelden.....	29
1.2 Resultaten bloemkool versmarkt .....	29
1.3 Resultaten bloemkool voor industrie .....	30
1.4 Resultaten witte kool voor versmarkt .....	31

1.5 Resultaten witte kool voor industrie .....	32
1.6 Resultaten prei .....	32
1.7 Resultaten bleekselder .....	33
1.8 Economische evaluatie .....	33
1.8.1 Afvoeren van oogstresten van groenten .....	33
1.8.2 Intact laten van oogstresten van groenten.....	34
1.9 Praktische haalbaarheid .....	34
1.9.1 Machinale afvoer van oogstresten van groenten .....	34
1.9.2 Intact laten van oogstresten van groenten.....	35
1.9.3 Draagvlak onder telers.....	35
1.10 Conclusie.....	35
2. Onderzaai van een vanggewas .....	36
2.1 Aangelegde proefvelden.....	36
2.2 Proefresultaten .....	36
2.2.1 Ontwikkeling ondergezaaid vanggewas.....	36
2.2.2 N-balans .....	37
2.3 Economische evaluatie .....	38
2.4 Praktische haalbaarheid .....	39
2.5 Conclusie.....	40
3. Kortetermijnproeven: Immobiliserende materialen.....	41
3.1 Aangelegde proefvelden.....	41
3.2 Bespreking proefresultaten .....	41
3.3 Economische evaluatie .....	42
3.4 Praktische haalbaarheid .....	43
3.5 Conclusie.....	44
4. Kortetermijnproef: in situ stabilisatie en gewenten .....	44
4.1 Proefopzet.....	44
4.1.1 In situ stabilisatie.....	44
4.1.2 Gewenten.....	44
4.2 Proefresultaten .....	45
4.2.1 In situ stabilisatie.....	45
4.2.2 Gewenten.....	46
4.3 Economische evaluatie .....	47
4.4 Praktische haalbaarheid .....	49

4.5 Conclusie.....	49
5. Alternatieve gewasrotaties.....	50
5.1 Aangelegde proefvelden.....	50
5.2 Proefresultaten .....	50
5.2.1 Ontwikkeling vanggewas/tussenteelt .....	50
5.2.2 Nitraatuitspoeling en gasvormige verliezen (modelberekeningen).....	51
5.2.3 N-balans .....	52
5.2.4 Scenario-analyse.....	53
5.3 Economische evaluatie .....	54
5.4 Mening teler.....	55
5.5 Conclusies .....	55
6. Invloed bodemkwaliteit op N-mineralisatie .....	56
6.1 Proefopzet.....	56
6.2 Proefresultaten .....	58
6.3 Conclusie.....	61
7. Samenstelling oogstresten van groenten.....	62
Valorisatie van oogstresten.....	63
8. Composteren van oogstresten van groenten .....	63
8.1 Proefopzet.....	63
8.2 Samenstelling eindproducten .....	64
8.2.1 Proefjaar 1.....	64
8.2.2 Proefjaar 2.....	64
8.2.2 Proefjaar 2: extra composteerproef.....	65
8.3 Massabalans.....	65
8.4 Economische evaluatie .....	66
8.4.1 Boederijcompostering .....	66
8.4.2 Afvoeren naar een composteerinstallatie .....	67
8.5 Conclusie.....	67
9. Inkuilen van oogstresten van groenten.....	69
9.1 Proefopzet.....	69
9.2 Samenstelling eindproduct .....	69
9.3 Gebruikswaarde van het ingekuilde product.....	70
9.3.1 Bodemverbeteraar .....	70
9.3.2 Veevoeder.....	71

9.4 Economische evaluatie .....	71
9.5 Conclusie.....	73
10. Vergisten van oogstresten van groenten .....	74
10.1. Karakteristieken van oogstresten van groenten .....	74
10.2. Toepassing digestaat .....	74
10.3. Knelpunten vergisting van oogstresten groenten.....	75
International literature study .....	76
LT.1 Introduction .....	76
LT.1.1 N cycle .....	77
LT1.2 Importance of crop residues .....	80
LT1.2.1 Effects on soil organic carbon.....	80
LT1.2.2 Effect on soil nutrient pool .....	81
LT.1.2.3 Impact on aggregation and soil structure .....	81
LT.1.2.4 Soil biological properties .....	82
LT.1.2.5 Conclusion .....	82
LT.1.3 Mineralization and nitrification of crop residues .....	83
LT.1.3.1 Biochemical quality .....	83
LT.1.3.2 Environmental factors.....	85
LT.1.4 Impact of vegetable crop residues management on soil nutrient pools .....	87
LT.2 In-situ management options .....	88
LT.2.1. Use of catch crops .....	88
LT.2.1.1 Influence of management practices .....	88
LT.2.1.2 Influence of catch crop species.....	90
LT.2.1.3 Long term effects .....	91
LT.2.1.4 Undersowing of catch crops .....	93
LT.2.1.5 Concluding remarks .....	93
LT.2.2 Alternative crop rotations .....	94
LT.2.2.1 Why alternative crop rotation .....	94
LT.2.2.2 General benefits.....	94
LT.2.2.3 Influence on N mineralization .....	95
LT.2.3 Incorporation or not of vegetable crop residues.....	96
LT.2.3.1 Mineralization rate.....	96
LT.2.3.2 Nitrate leaching risk .....	97
LT.2.3.3 Gaseous losses .....	97

LT.2.3.4 Possible disease propagation .....	98
LT.2.3.5 Conclusion .....	99
LT.2.4 N-immobilizing materials .....	99
LT.2.4.1 Rationale.....	99
LT.2.4.2 Laboratory and field studies .....	99
LT.2.4.3 Long term effects .....	100
LT.2.4.4 Potential of immobilizing materials .....	101
LT.3 Removal of vegetable crop residues.....	101
LT.3.1 Soil compaction .....	101
LT.3.2 Technical constraints for removing vegetable crop residues.....	102
LT.4. Composting .....	102
LT.4.1 Composting of vegetable crop residues.....	102
LT.4.2 Effect of compost on soil properties .....	104
LT.4.3 Influence on crop N uptake and yield .....	105
LT.4.4 Potential increase of nitrate leaching risk.....	106
LT.4.5 Potential constraints .....	107
LT.5. Co-digestion of vegetable crop residues.....	107
LT5.1 Advantages .....	108
LT5.1.1 Retain N .....	108
LT5.1.2 Fertilizer value of digestate .....	108
LT5.1.3 Renewable energy source.....	109
LT5.1.4 Greenhouse gas emissions.....	110
LT.5.2 Constraints.....	110
LT.5.3 Economical balance .....	111
LT.5.4 Potential of co-digestion .....	112
LT.6. Ensilage of vegetable crop residues .....	113
LT.6.1 Introduction.....	113
LT.6.2 Silage composition .....	113
LT.6.3 Field reapplication .....	114
Referenties .....	115
Code van goede praktijk.....	137





# Summary

---

Intensive open field vegetable crop rotations may give rise to considerable N-losses during winter. To obtain the water quality objectives set by the Manure Action Plan (MAP) 4, different vegetable crop residues management options were evaluated, taking into account long term sustainability and economic feasibility. Two fundamentally different vegetable crop residue management strategies were evaluated, namely (i) options for on-field management of crop residues and modifications to crop rotations and (ii) removal of crop residues followed by a useful and profitable application.

On-field/in situ treatments included following strategies:

- leaving crop residues undisturbed on the field
- mixing of crop residues (cauliflower) with a number of immobilizing materials (straw, green waste compost and grain maize residues)
- cover crops undersown 2-3 weeks after plant date of the vegetable crop
- in situ stabilization of vegetable crop residues in rills with or without added structural material
- Sowing of a catch crop after August

In the crop residue removal scenario, the potential of following applications was assessed:

- on-farm composting or composting in a large-scale composting facility.
- ensilage as storage technique and possible use as feedstock for co-digestion or composting, fodder or reapplication in the field
- co-digestion in order to valorize the energetic potential of vegetable crop residues

The results of the field experiments, model simulations, literature study and farmer surveys were combined in a code of good agricultural practice.

## Promising in situ treatment options

Following in situ treatment options showed promising results: (i) leaving the crop residues undisturbed on the field or postponing the moment of incorporation, (ii) in situ stabilization and (iii) undersowing of a catch crop.

If the rooting system of the crop residues remains intact at harvest a continued N uptake is possible, which was the case for cabbages harvested for the industry. N losses where the crops residues were left undisturbed on the field were comparable to when the crop residues were completely removed from the field and were reduced by 50% compared to incorporation of the crop residues. Leaving the crop residues undisturbed or postponing incorporation does not require additional time or labor efforts compared to incorporation of the crop residues. However the effect of undisturbed vegetable



crop residues on possible disease propagation or environmental nuisance should be further evaluated.

In situ stabilization of vegetable crop residues in rills allowed aboveground N storage and reduced N leaching to deeper soil layers. Adding possible N-immobilizing materials did not significantly reduce the mineral N content of the rills. Experience using the in situ stabilization technique is present in the Sint-Katelijne-Waver region, but is not practiced elsewhere. When no N-immobilizing materials are added the net impact of setting up the rills amounted to 41 to 49 euro per hectare and 4 to 4,5 man-hours per hectare relative to incorporation of the vegetable crop residues.

Time of sowing was found to be a crucial element for a successful establishment of an undersown catch crop. Italian ryegrass was found to best withstand overshadowing and treading and reduced the N-balance by 90 kg N ha<sup>-1</sup>. Despite the potential of undersowing of a catch crop, several attention points require additional research. This includes competition between the cash and catch crop for light, water and nutrients, which catch crop is best suited for undersowing (e.g. a slow growing catch crop such as English ryegrass may be preferable), optimal sowing density,... Additionally, at the moment there are no sowing machines fit to sow in between a vegetable crop.

### **In situ options with a low feasibility**

The feasibility of sowing of a catch crop after September, the use of N-immobilizing materials and removal of crop residues was found to be low.

Simulations with the EU\_Rotate\_N model showed that a catch crop sown in the beginning of September may reduce total N losses during winter by 30-50% compared to leaving the field fallow during autumn. However postponing the time of sowing, reduces the development and N-uptake of the catch crop. The area of open field vegetable crops in Flanders harvested after the 1<sup>st</sup> of September amounts up to nearly 13.000 ha impeding a timely sowing. If a catch crop would be sown instead of a vegetable crop this would imply a considerable loss of income for the farmer. The gross revenue of a cauliflower, celery and leek crop amounts to 12.000, 27.5000 and 20.000 euro per hectare respectively.

Despite addition of a considerable amount of N-immobilizing materials (> 12 ton ha<sup>-1</sup>), a N-immobilizing was only observed for cereal straw and was limited to a quarter of the assessed immobilization potential. Different parameters appear necessary to obtain N-immobilization, namely (i) addition of a sufficient amount of N-immobilizing materials, (ii) adequate and homogeneous contact between the N-immobilizing materials and the crop residues and (iii) sufficiently high soil temperatures (> 10°C). This last parameter cannot be controlled and is often not possible to meet when the vegetable crops are harvested after September. The use of N-immobilizing materials implies a considerable increase of expenses (up to 1230 euro per hectare) which reduces the feasibility of this option.

Important obstacles of mechanical removal of vegetable crop residues are the possibility to access the field with heavy machinery without damaging the soil structure and the required adaptations of the harvest machinery to collect crop residues. Ideally the collection and removal of crop residues would take place while harvesting the crop to reduce the soil load of the crop residues. This would require adapted machinery and a high quality valorization would be needed to account for the increased costs. The feasibility of mechanical removal of vegetable crop residues is highly crop

dependent. Removal of residues of leek and celery may take place with little or no adaptations to the harvest machinery whereas removal of cabbage residues was found to be challenging. Mechanical vegetable crop residue removal would imply an increase net variable cost of 285 to 292 euro per hectare and time requirement of 1,5 to 2 man-hours per hectare.

### **Valorization of vegetable crop residues**

If crop residues may be collected during harvest of the vegetable crop (e.g. celery) or become available during processing of the crop (e.g. leek) a high value valorization may be applied if the quality is sufficiently high. From an environmental point of view composting, ensilage and or/ anaerobic (co-)digestion of vegetable crop residues is preferable before reapplying and incorporation of the crop residues before winter.

The energetic potential of crop residues may be valorized through anaerobic (co-)digestion. Barriers to this options are the high water content of the residues, the seasonal supply and the processing and use of the produced digestate.

Ensilage of vegetable crop residues may be used as a storage technique during winter or buffer the seasonal supply of crop residues destined for example for composting or anaerobic digestion. Ensilaged leek residues showed potential to be used as fodder, but additional research concerning the digestibility of the organic matter, protein stability,... should be further evaluated. The ensilaged crop residues were high in nutrients and organic matter, but remained very degradable and could cause a temporary N-immobilization when applied to the field as a soil improver in spring. The net variable costs for ensilage of leek residues amounted to 9,9 euro per ton crop residues and 0,35 man-hours per ton crop residues.

A high quality compost was obtained when using vegetable crop residues and structural materials with a high degree of purity. It was possible to add crop residues during the course of the composting process, allowing the farmer to apply vegetable crop residues in function of their availability. Reapplying the composted vegetable crop residues to the field allows to partially reallocate the initially removed nutrients and organic matter. The establishment of a compost heap implied a net variable cost of 55 to 77 euro per ton crop residues and primarily reflected the cost of wood snippets used as a structural material. However composting trials with crop residues of leek indicated the possibility to use heath chopper or used tomato or strawberry substrate as alternative, and cheaper, structural material.

# Samenvatting

---

Intensieve vollegrondsgroenterotaties kunnen aanleiding geven tot aanzienlijke N-verliezen tijdens de winter. Om de waterkwaliteitsdoelstellingen van MAP4 te realiseren, werden verschillende beheerscenario's voor oogstresten geëvalueerd. Hierbij werd rekening gehouden met zowel de langetermijn duurzaamheid als de economische haalbaarheid. Binnen het onderzoek werden twee fundamenteel verschillende strategieën onderzocht, namelijk een in situ behandeling van de oogstresten of aanpassing van de gewasrotaties enerzijds of het afvoeren van oogstresten van groenten gevolgd door een nuttige valorisatie van deze oogstresten anderzijds.

De in situ behandelingen omvatten:

- het intact laten van de oogstresten op het veld
- het mengen van de oogstresten met N-immobiliserende materialen (graanstro, onrijpe groencompost en restplant van korrelmaïs)
- het onderzaaien van een vanggewas
- in situ stabilisatie door het samenbrengen van de oogstresten in rillen of gewenten, al dan niet gemengd met structuurrijk materiaal
- het inzaaien van een vanggewas na augustus

Bij afvoer van de oogstresten werden volgende valorisatiemogelijkheden geëvalueerd:

- composteren op boerderijniveau of in een GFT-composteerinstallatie
- inkuilen als bewaartechniek en mogelijk gebruik als veevoeder of bodemverbeteraar
- anaerobe co-vergisting

De praktijkgerichte resultaten van het onderzoeksproject werden tevens gebundeld in een code van goede praktijk.

## **Beloftevolle opties voor de in situ behandelingen**

Als beloftevolle opties voor de in situ behandelingen kwamen (i) het verlaat inwerken of intact laten van oogstresten van groenten, (ii) in situ stabilisatie en (iii) het onderzaaien van een vanggewas naar voor.

Indien het oogsten van de groenteteelt op zodanige wijze plaatsvindt dat het wortelstelsel van de oogstresten nog intact blijft, kunnen deze nog verder N opnemen en zijn N-verliezen na het afvoeren van de oogstresten en het intact laten van de oogstresten gelijkaardig. Dit was het geval bij oogstresten bloemkool en witte kool bestemd voor de industrie waarbij de totale N-verliezen met 50% afnamen t.o.v. het inwerken van oogstresten van groenten. Het intact laten of verlaat inwerken van de oogstresten vereist geen bijkomende kosten of tijdsinvestering t.o.v. het conventionele inwerken

van de oogstresten. De gevolgen voor ziekteverspreiding en mogelijke omgevingshinder van het intact laten van oogstresten van groenten is echter nog weinig onderzocht.

Het samenbrengen van oogstresten van groenten in gewenten blijkt bovengrondse N-opslag te bevorderen en uitspoeling naar het bodemprofiel te verlagen. Het toevoegen van N-immobiliserende materialen in gewenten met de oogstresten van groenten leidde niet tot een significante verlaging van het bodem mineraal N-gehalte onder de gewenten. Deze praktijk wordt toegepast in de regio rond Sint-Katelijne-Waver waardoor reeds kennis en ervaring aanwezig zijn, maar is elders onbekend. Indien geen N-immobiliserende materialen worden toegediend, bedraagt de netto-impact van het vormen van gewenten 41 tot 49 euro per hectare en 4 tot 4,5 manuren per hectare t.o.v. het inwerken van de oogstresten.

Bij het onderzaaien van een vanggewas in een groenteteelt bleek het tijdstip van inzaaien een cruciaal element voor het slagen van de onderzaai. Italiaans raaigras was het best bestand tegen overschaduwing en betreding en verlaagde de N-balans met  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Ondanks het potentieel van de techniek zijn er tevens verscheidene aandachtspunten die bijkomend onderzoek vereisen, zoals de concurrentie tussen de hoofdteelt en de onderzaai voor licht, water en nutriënten, de invloed van de onderzaai op de opbrengst van het hoofdgewas, welke onderzaai te verkiezen zou zijn (eventueel kiezen voor traag groeiende vanggewassen zoals Engels raaigras), te verkiezen zaaidichtheid,... Tevens bestaan er nog geen machines om in de praktijk in te zaaien of te schoffelen tussen een groente.

### **Moeilijk haalbare opties voor de in situ behandelingen**

Evaluatie van de veldproeven leerde dat het inzaaien van een vanggewas na september, het gebruik van N-immobiliserende materialen en het afvoeren van de oogstresten opties vormen met een lage efficiëntie of praktisch moeilijk uitvoerbaar zijn.

Simulaties met het EU\_Rotate\_N model geven aan dat een vanggewas ingezaaid begin september de totale N-verliezen tijdens de winter nog met 30-50% kan verlagen t.o.v. het braak laten van het veld in een warm najaar. Hoe later het tijdstip van inzaaien, hoe nadeliger echter voor de ontwikkeling en N-opname door het vanggewas. Het areaal aan vollegrondsgroenten in Vlaanderen dat na 1 september geoogst wordt, bedraagt echter bijna 13.000 ha waardoor een tijdige inzaai voor een aanzienlijk oppervlakte niet mogelijk is. Indien een vanggewas wordt gezaaid in plaats van een groente brengt dit aanzienlijk inkomstenverlies mee voor de teler. De bruto-opbrengst voor bloemkool, bleekselder en prei bedraagt respectievelijk ongeveer 12.000; 27.500 en 20.000 euro per hectare.

Ondanks het toedienen van een grote hoeveelheid N-immobiliserende materialen ( $> 12 \text{ ton ha}^{-1}$ ) kon enkel voor graanstro een N-immobiliserend effect geobserveerd worden en beperkte dit zich tot een vierde van de beoogde N-immobilisatie. Verschillende factoren bleken noodzakelijk om N-immobilisatie te bekomen, nl. (i) voldoende N-immobiliserende materialen, (ii) een goed contact tussen de immobiliserende materialen en de oogstresten en (iii) voldoende hoge bodemtemperaturen ( $>10 \text{ °C}$ ). Gezien verscheidene groenteteelten geoogst worden na september kan niet voldaan worden aan deze laatste voorwaarde. Het gebruik van N-immobiliserende materialen brengt een aanzienlijke meerkost met zich mee (tot 1230 euro per hectare) wat de haalbaarheid van deze optie sterk verkleint.

De haalbaarheid van machinale afvoer van oogstresten van groenten is sterk teeltafhankelijk. Een belangrijke praktische belemmering is de berijdbaarheid van het veld, en het verhoogde risico op structuurschade, en de vereiste aanpassing van de oogstmachines nodig om de oogstresten te kunnen afvoeren. Het afvoeren van oogstresten van prei en selder gebeurt reeds of kan plaatsvinden mits een kleine aanpassing van de oogstmachines. Oogstresten van kolen zijn daarentegen moeilijker af te voeren. Voornamelijk het afvoeren van oogstresten van een teelt bestemd voor de versmarkt is, omwille van de gespreide oogst, zeer moeilijk. De netto impact van het afvoeren van oogstresten toont een netto bijkomende variabele kost van 285 tot 292 euro per ha. De beschikbare arbeidstijd op het bedrijf verhoogt met 1,5 tot 2 manuren per ha indien de oogstresten via loonwerk worden afgevoerd. De oogstresten worden best samen met de geoogste groente verzameld in één werkgang om een zo laag mogelijk aandeel aarde te hebben; dit vereist specifieke machines en verhoogt de kostprijs van het ophalen. Dergelijk scenario vereist een hoogwaardige valorisatie van de oogstresten om de extra kosten te kunnen verantwoorden.

### Valorisatie van oogstresten

Indien de oogstresten van een groenteteelt met aangepaste machines machinaal afgevoerd kunnen worden bij de oogst zelf (bv. selder), of samen met het gewas afgevoerd worden (bv. prei), kunnen deze gevaloriseerd worden indien de zuiverheid van de oogstresten hoog genoeg is. Het composteren, inkuilen en/of vergisten van oogstresten van groenten die van het veld afgevoerd werden, vormt milieukundig een betere optie dan de oogstresten voor de winter terug naar het veld te brengen en in te werken.

Het energetisch potentieel van oogstresten van groenten kan benut worden via anaerobe (bij)vergisting. Knelpunten hierbij zijn echter het hoog watergehalte van de oogstresten, de niet-continue aanvoer en de mogelijkheid tot afzet van het geproduceerde digestaat.

Het inkuilen van de oogstresten kan gebruikt worden als bewaarstechniek tijdens de winterperiode of om de discontinue aanvoer van oogstresten van groenten voor bv. compostering of vergisting op te vangen. Ingekuilde oogstresten van prei hadden tevens potentieel als veevoeder, maar de verteerbaarheid van de organische stof, bestendigheid van het eiwit,... dienen verder onderzocht te worden. De beste resultaten werden bekomen voor oogstresten prei waarbij de netto variabele kost 9,9 euro per ton oogstresten bedroeg voor een bijkomende arbeidsvraag van 0,35 manuren per ton oogstresten. De ingekuilde oogstresten van groenten waren rijk aan nutriënten en organische stof, maar zeer onstabiel waardoor bij toediening op het veld als bodemverbeteraar eerst N-immobilisatie kan optreden bij hoge C:N-verhoudingen.

Het gebruik van oogstresten van groenten liet ook toe een compost van hoge kwaliteit te bekomen wanneer de oogstresten en de andere materialen in het uitgangsmengsel een hoge zuiverheidsgraad hadden. Het was mogelijk om tijdens het composteringsproces oogstresten bij te voegen aan de composthoop, waardoor de teler oogstresten kan toevoegen in functie van hun beschikbaarheid. Het terugbrengen van de gecomposteerde oogstresten naar het veld laat toe een deel van de afgevoerde nutriënten en organische stof opnieuw aan te brengen. De netto variabele kost voor het opzetten van een composthoop bedroeg tussen 55 en 77 euro per ton oogstresten en liep voornamelijk hoog op door het gebruik van houtsnippers als structureel materiaal. Composteerproeven met oogstresten prei gaven echter aan dat heidechopper en gebruikt tomaten- of aardbeiensubstraat ook gebruikt kan worden als alternatief, en goedkoper, structureel materiaal.

# Leeswijzer

---

Na een inleiding omtrent N –verliezen tijdens het najaar en winter gerelateerd aan de intensieve groenteteelt volgt een situering en overzicht van het onderzoeksproject. Vervolgens volgt een bespreking van de proeven betreffende in situ behandelingsopties en valorisatieopties van oogstresten van groenten. Per beheeropties wordt telkens verwezen naar de bijhorende appendix met een volledige beschrijving van de proefopzet en –resultaten. Op basis van de resultaten van de veldproeven, simulaties, literatuurstudie en discussie met de tuinders werd vervolgens een code van goede praktijk opgesteld, wat het sluitstuk van dit rapport vormt.

Deze appendices zijn gebundeld in een tweede, ondersteunend rapport en zijn:

1. Afvoeren/intact/inwerken
2. Onderzaai
3. N-immobiliserende materialen
4. In situ stabilisatie
5. Praktijk proeven en machinale afvoer
6. Statistische verwerking
7. Composteren
8. Inkuilen
9. Aanvraag milieuvergunning
10. Economische evaluatie
11. Rapport Inagro betreffende vergisten van kuilproducten

# Situering onderzoeksproject

---

## I. Inleiding

### I.1 Achtergrond

Oogstresten van landbouwgewassen vormen een cruciale schakel voor het op peil houden van de bodemvruchtbaarheid. In landbouwecosystemen blijft bij de oogst in veel gevallen meer bovengrondse biomassa achter op het veld dan dat er verwijderd wordt in het geoogste product. Hierbij moet ook nog de ondergrondse biomassa aan oogstresten gevoegd worden die per definitie op het veld achterblijft en die in een aantal gevallen aanzienlijk kan zijn. De verhouding geoogst product ten opzichte van de oogstresten wordt ook wel de oogstindex genoemd, en is voor veel gewassen (veel) kleiner dan 1. Oogstresten kunnen na de oogst al dan niet in de bodem ingewerkt worden, maar onafhankelijk hiervan zullen zij gewoonlijk vrij snel mineraliseren. De hoeveelheid organisch materiaal die na 1 jaar nog in de bodem achterblijft als organische stof, wordt de effectieve organische stof (EOS) genoemd (of, de fractie van de oorspronkelijke hoeveelheid organisch materiaal die na 1 jaar nog wordt teruggevonden is de humificatiecoëfficiënt of HC). Hoewel de HC voor de meeste oogstresten laag is (relatief labiel materiaal), spelen zij door hun zeer grote biomassa toch een grote rol bij de totale organische stofbalans van de bodem. Bij het beheer van oogstresten is deze bijdrage aan organische stofopbouw dan ook een cruciaal element.

Naast een belangrijke rol in opbouw/behoud van organische stof, bevatten oogstresten ook een aanzienlijke hoeveelheid nutriënten. Binnen een duurzame landbouwuitbating is het optimaal behoud of optimale benutting van deze nutriënten een belangrijke zorg. In optimale omstandigheden zijn deze oogstresten een belangrijke bron van nutriënten voor de volggewassen in de rotatie.

Naast stikstof bevatten oogstresten per definitie ook alle andere nutriënten, en dit in verhoudingen die ideaal zijn voor gewasopname. Voor de Vlaamse situatie is dit van uitzonderlijk belang met betrekking tot de fosforinhoud. De N:P verhouding van oogstresten is typisch van een grootteorde 6-11:1 wat ook de grootteorde verhouding is waarin deze nutriënten opgenomen worden door gewassen. In andere types organisch materiaal (dierlijke oorsprong, composten) ligt deze verhouding een heel stuk lager. Gezien de hoge fosfortoestand van de meeste landbouwbodems in Vlaanderen is een optimale benutting van alle organisch materiaal met hoge N:P verhouding onontbeerlijk. Een optimale bewaring en benutting van stikstof in oogstresten zal, gelet op de steeds scherper wordende bemestingsnormen, steeds belangrijker worden voor het op peil houden van een optimale gewasproductie. Bovendien zijn zij de bron van organische stof bij uitstek met lage P inhoud.

Het areaal vollegrondsgroenten in Vlaanderen voor teelten die een belangrijke hoeveelheid oogstresten achterlaten en die laat (= na 1 september) worden geoogst bedraagt bijna 13000 ha. Oogstresten van vollegrondsgroenten nemen een bijzondere plaats in (in vergelijking met de meeste akkerbouwgewassen) omwille van een aantal redenen:

- een vaak zeer grote hoeveelheid biomassa
- een vaak hoge stikstofinhoud
- een zeer snelle mineralisatie



- vaak oogst in de (late) herfst, zonder volggewas

Oogstresten bevatten in een aantal gevallen meer dan 200 kg N ha<sup>-1</sup>, overeenkomend met twee derden van de totale N-opname gedurende het groeiseizoen. Bovendien wordt deze stikstof bij het grootste deel van deze oogstresten snel vrijgesteld. Zo kan men aannemen dat bij oogstresten van bloemkool meer dan 80% van de N in de oogstresten zal gemineraliseerd zijn binnen de 8 weken na inwerken bij voldoende hoge temperaturen.

Dit heeft belangrijke implicaties op het risico op N-verliezen bij inwerken van oogstresten in de herfst. Zelfs bij inwerken eind oktober-begin november zijn de bodemtemperaturen gewoonlijk nog voldoende hoog om een belangrijke N-vrijstelling en nitrificatie te geven voor de winter, hetgeen kan resulteren in het verlies van het grootste deel van de N door nitraatuitspoeling.

In het licht van bovenstaande kunnen oogstresten van groenten dus gezien worden als een potentiële bedreiging voor het behalen van de doelstellingen van de nitraatrichtlijn. Anderzijds hebben oogstresten een cruciale rol te vervullen binnen een duurzame bedrijfsvoering, en zijn een enorme opportuniteit voor het sluiten van de organische stof- en de nutriëntenkringloop op het bedrijf.

Deze onderzoeksopdracht moet dan ook gezien worden binnen dit spanningsveld van potentiële bedreiging enerzijds en cruciale schakel anderzijds, en het is het afwegen van beide kanten die bepalend zal zijn voor de technische en beleidskeuzes die gemaakt worden, waarbij zeker de langere termijn duurzaamheid een beslissende rol moet spelen, naast de economische haalbaarheid.

## **I.2 Situering onderzoek**

Dit project kaderde binnen het onderzoek dat nodig is voor het realiseren van de waterkwaliteitsdoelstellingen zoals opgelegd in het Actieprogramma 2011-2014 (MAP4). Tijdens de onderhandelingen met de DG Environment van de EC over MAP4 werd afgesproken dat Vlaanderen verder onderzoek met betrekking tot tuinbouw moest uitvoeren met oog op het respecteren van de waterkwaliteitsdoelstellingen, waarbij de focus moet liggen op de belangrijkste en meest intensieve tuinbouwteelten.

In deze studie werd onderzocht of enerzijds verwijdering van oogstresten beschouwd kan worden als een best beschikbare techniek en anderzijds onder welke omstandigheden deze oogstrestverwijdering dient uitgevoerd te worden in de praktijk. In de gevallen waar oogstrestverwijdering geen best beschikbare techniek is, dienen alternatieve praktijken onderzocht te worden met het oog op het respecteren van de waterkwaliteitsdoelstellingen. Ook het potentieel van groenten in combinatie met vanggewassen of alternatieve teeltrotaties met groenten werd geëvalueerd in dit kader.

Om de verschillende pistes te onderzoeken werden verschillende veldproeven opgezet. Gezien het grote aantal (niet limitatieve) onderzoeksvragen in het bestek, en de beperkte duur en budget, werd geopteerd voor het maximaal uitvoeren van veldproeven op kleine schaal, waarbij de schaal werd aangepast aan de specifieke onderzoeksvraag. Bovendien werd maximaal direct samengewerkt met tuinders voor het aanleggen van deze veldproeven, teneinde de kosten te beheersen.

## II. Overzicht uitgevoerde proeven

Bij de veldproeven werd een onderscheid gemaakt tussen:

- korter lopende veldproeven van enkele maanden voor het behandelen van deelaspecten, verder “kortetermijnproeven” genoemd
- proeven die gedurende de hele projectduur liepen (grootteorde 18 maanden) voor het onderzoek van alternatieve rotaties, verder “langetermijnproeven” genoemd

### II.1 Kortetermijnproeven

Een reeks van kortetermijnveldproeven werd aangelegd voor het beantwoorden van specifieke onderzoeksvragen met betrekking tot twee fundamentele keuzes, met name het afvoeren van de oogstresten (en nuttig gebruik), of het ter plaatse laten en behandelen van de oogstresten. Voor de kortetermijnveldproeven werden de belangrijkste groenten in termen van oogstresten meegenomen, met name bloemkool, witte kool, bleekselder en industrieprei.

De volgende behandelingen van oogstresten op het veld werden uitgevoerd (Tabel 1, Tabel 2):

- *conventioneel inwerken na oogst* (standaardscenario)
- *behandeling “niet-inwerken”*: oogstresten onbehandeld op het veld laten tot na de winter
- *behandeling “immobiliserende materialen”*: toedienen van immobiliserende materialen voor het inwerken van oogstresten: uit vroeger onderzoek zijn een aantal stoffen geïdentificeerd die potentieel de vrijkomende N uit oogstresten tijdelijk kunnen vastleggen, en op die manier N-verliezen kunnen beperken (Chaves et al. 2005, 2006, 2007). Volgende stoffen werden toegediend: graanstro, korrelmaïs en jonge (niet-uitgerijpte) groencompost.
- *behandeling “in-situ stabilisatie”*: oogstresten in rillen of gewenten samenbrengen al dan niet gemengd met graanstro.
- *behandeling “onderzaai”*: het doel van de onderzaai, waarbij geopteerd werd voor Italiaans raaigras en rogge, is de beginontwikkeling van een vanggewas reeds te laten doorgaan eind augustus in gunstige omstandigheden voor het vanggewas. Hierbij werd onderzocht hoe de onderzaai reageert als de hoofdteelt 100% bodembedekking geeft.
- *behandeling “bodemkwaliteit”*: oogstresten werden ingewerkt op een proefperceel waar gedurende de afgelopen 4 jaar sterke verschillen in bodemkwaliteit werden gecreëerd door combinaties van organische stofbeheer (compost) en niet kerende bodembewerking, in vergelijking met gangbaar bodembeheer.

### II.2 Langetermijnproeven : alternatieve gewasrotaties

Het doel van de langetermijnproeven was het evalueren van het potentieel van alternatieve gewasrotaties en vanggewassen bij vollegrondsgroenten. Bij deze proeven zal de bemesting en de N-efficiëntie bekeken worden over de volledige duur van de rotatie die opgevolgd wordt in de proeven. De volgende langetermijnproeven werden aangelegd voor onderzoek van volgende aspecten (Tabel 3):

- combinatie van groenterotaties met niet-groenten
- gebruik van vanggewassen in groenterotaties

Bij de alternatieve rotatie van vollegrondsgroenten in combinatie met niet-groenten zijn er drie behandelingen per locatie:

- groente – groente
- groente – vanggewas/tussenteelt (inzaai augustus, begin september)
- groente – groente – vanggewas/tussenteelt (inzaai oktober)

Bij de rotatie van groenteteelt met vanggewassen wordt de combinatie groente – vanggewas vergeleken met een klassieke dubbele teelt groenten. Hierbij wordt gekozen voor twee vanggewassen, zijnde Italiaans raaigras en rogge, en twee inzaaitijdstippen, zijnde half september en half oktober. In het voorjaar wordt het vanggewas ingewerkt en gevolgd door eenzelfde combinatie groente – vanggewas.

Als groenteteelt werd gekozen voor bloemkool. In de langetermijnveldproeven werden de oogstresten op conventionele manier beheerd (achtergelaten op het veld en eventueel ingewerkt). Alternatieve beheersscenario's werden uitgebreid bestudeerd in de kortetermijnveldproeven.

### **II.3 Machinale afvoer en valorisatie van oogstresten van groenten**

De mogelijkheid tot machinale afvoer van oogstresten van groenten werd geëvalueerd voor verschillende hoofdteelten (witte kool, bloemkool, bleekselder en prei) (Tabel 4).

Van de afgevoerde oogstresten werden volgende toepassingsmogelijkheden onderzocht (Tabel 5, Tabel 6):

- *compostering op het landbouwbedrijf*: evaluatie van het composteringsproces en gebruik van alternatieve structuurrijke materialen en evaluatie van de eindkwaliteit van de geproduceerde compost op basis van oogstresten van prei en witte kool.
- *inkuilen*: het inkuilen werd hier als bewaringstechniek getest. Hierbij wordt niet (alleen) aan gebruik als veevoeder gedacht, maar tevens als mogelijkheid om nutriënten via ingekuilde oogstresten te bewaren en na de winter terug op het veld in te werken.
- *afvoer naar een GFT composteringsinstallatie of vergistingsinstallatie*

Tabel 1: Overzicht kortetermijnproeven in het eerste proefjaar

Proef	Organisatie	Behandelingen	Teelt	Bodemtextuur	Locatie
Immobiliserende materialen	PCG	groencompost (50 ton/ha), graanstro (12 ton/ha), korrelmaïs (12ton/ha)	bloemkool	leem	Deinze
	Inagro	groencompost (50 ton/ha), graanstro (12 ton/ha), korrelmaïs (12ton/ha)	bloemkool	zandleem	Beitem
Afvoer OR	Inagro	afvoeren, niet-afvoeren, inwerken	bloemkool	zandleem	Beitem
	Inagro	afvoeren, niet-afvoeren, inwerken	witte kool	zandleem	Beitem
	Inagro	afvoeren met of zonder groenbedekker, niet-afvoeren, inwerken	Witte kool	zandleem	Meulebeke
	Inagro	afvoeren met of zonder Japanse haver, niet-afvoeren, inwerken	industrieprei	zandleem	Handzame
	PSKW	afvoeren met of zonder winterrogge, niet-afvoeren, inwerken	bloemkool	zand	Puurs
	PSKW	afvoeren met of zonder winterrogge, niet-afvoeren, inwerken	bloemkool	zand	Liezele
	PSKW	afvoeren , niet-afvoeren, inwerken met of zonder winterrogge	Witte kool	zand	Waarloos
	BDB	Afvoeren, niet-afvoeren, inwerken	bloemkool	zandleem	Ardooie
	BDB	Afvoeren, niet-afvoeren, inwerken	bloemkool	zand	Oppuurs

Tabel 2: Overzicht kortetermijnproeven in het tweede proefjaar

Proef	Organisatie	Behandelingen	Teelt	Bodemtextuur	Locatie
Onderzaai	Inagro	Italiaans raaigras, winterrogge, Phacelia	bloemkool	zandleem	Beitem
	PSKW	Italiaans raaigras; winterrogge	bloemkool	zand	Sint-Katelijne-Waver
Afvoer OR	BDB	Afvoeren, intact laten, inwerken	selder	zandleem	Staden
	BDB	Afvoeren, intact laten, inwerken	bloemkool	zandleem	Ardoeie
In-situ stabilisatie	PCG	Gewente oogstresten	bloemkool	zandleem	Deinze
		Gewente oogstresten/ graanstro (50/50 vol%) Gewente oogstresten/ restplant korrelmais (50/50 vol%)			
Bodemkwaliteit	ILVO	Inwerken oogstresten aan dosis van 76 kg N ha <sup>-1</sup> Verschillen in bodemkwaliteit aanwezig op proefperceel	prei	zandleem	Meulebeke

Tabel 3: Overzicht van langetermijnproeven

Proef	Organisatie	Inclusie van niet-groente/vanggewas	Teelt	Bodemtextuur	Locatie
rotatie niet-groenten <b>(snede nemen en inwerken)</b>	PCG	Italiaans raaigras	bloemkool	leem	Zwevegem
	PSKW	Italiaans raaigras	bloemkool	zand	Eikevliet
	Inagro	Italiaans raaigras	bloemkool	zandleem	Handzame
rotatie vanggewassen <b>(geen snede nemen, meteen inwerken)</b>	PCG	Italiaans raaigras, Winterrogge	bloemkool	leem	Zwevegem
	PSKW	Italiaans raaigras, Winterrogge	bloemkool	zand	Eikevliet
	Inagro	Italiaans raaigras, Winterrogge	bloemkool	zandleem	Handzame

Tabel 4: Overzicht uitgevoerde evaluaties machinale afvoer oogstresten in het eerste proefjaar

Organisatie	Teelt	Datum afvoer	Handmatig/ machinaal
ILVO/ Inagro	bladselder	10/10/2012	handmatig
	sluitkool	29/08/2012	machinaal
	sluitkool	23/11/2012	machinaal
	bloemkool	04/12/2012	handmatig
	prei	06/09/2012	handmatig

Tabel 5: Overzicht evaluaties valorisatie afgevoerde oogstresten in het eerste proefjaar

Proef	Organisatie	Teelt	Samenstelling
Inkuilen	ILVO	bloemkool prei bleekselder sluitkool	50 vol% oogstresten, 50 vol% korrelmaïs
Boerderijcomposteren	ILVO	sluitkool prei	30 vol% houtsnippers, 30 vol% schors, 20 vol% stro en 20 vol% oogstresten



Tabel 6: Overzicht evaluaties valorisatie afgevoerde oogstresten in het tweede proefjaar

Proef	Organisatie	Teelt	Samenstelling
Inkuilen	ILVO	prei	Oogstresten / korrelmais - 100/0 vol% - 75/25 vol% - 60/40 vol%
		bleekselder	Oogstresten / korrelmais - 50/50 vol%
		bloemkool	Oogstresten / korrelmais - 50/50 vol%
Boederijcompostereren	ILVO	Prei	30 vol% houtsnippers, 30 vol% schors, 20 vol% stro en 20 vol% oogstresten

## II.4 Gebruikte methodes

### II.4.1 Bodemstalen

Bodembemonstering van de 0-90 cm bodemlaag gebeurde zoals vastgelegd in BAM/deel 1/01. Hieropvolgende bewaring en analyses van gravimetrisch vochtgehalte,  $\text{NO}_3^-$ -N en  $\text{NH}_4^+$ -N vonden plaats zoals beschreven in respectievelijke BAM/deel 1/03, BAM/deel 1/04 en BAM/deel 1/07.

### II.4.2 Opbrengstbepaling

Verspreid over het proefperceel werden 20 planten geselecteerd en geoogst op een relevant tijdstip. Van deze 20 planten werd de biomassa van het marktbaar gedeelte en de biomassa oogstresten bepaald. Enkel de bovengrondse biomassa van de oogstresten werd bepaald.

### II.4.3 Analyse oogstresten

P-analyse vond plaats zoals beschreven onder BAM/deel 2/0, N-totaal volgens Dumas via ISO 16634-1 te ILVO en volgens BAM/deel 1/310 te BDB en Inagro. Bepaling van absolute droge stof volgens ISO 6496 en OS-gehalte volgens EN 13039; alles werd uitgedrukt op droge stofbasis.

## III. Economische evaluatie

Naast het effect van de alternatieve beheeropties op de N-dynamiek in de intensieve groenteteelt werd tevens de economische haalbaarheid van de beschouwde beheeropties geëvalueerd.

### III.1. Definities

Een **partiële budgettering** beschouwt de aspecten van de bedrijfsvoering die wijzigen ten gevolge van veranderingen in het management. Voor elk aspect wordt nagegaan of de wijziging resulteert in een toename of afname van de opbrengsten en een stijging of daling van de kosten. De gesommeerde netto impact van deze veranderingen geeft aan of de managementaanpassing een positief dan wel negatief effect heeft op het bedrijfsinkomen.

**Variabele kosten** variëren op korte termijn naargelang er meer of minder geproduceerd wordt. In het algemeen kunnen deze kosten gemakkelijk toegerekend worden aan de verschillende bedrijfstakken en betreft het betaalde kosten. Variabele kosten in de partiële budgettering voor dit project zijn kosten voor brandstof en toeslagmaterialen in verschillende scenario's.

**Vaste kosten** blijven onveranderd op de korte termijn en zijn gedurende die periode dus niet afhankelijk van het productieniveau. Wanneer er echter op lange termijn structurele veranderingen gebeuren op het bedrijf zullen er investeringen moeten gebeuren in gebouwen, materieel, etc. Door het uitvoeren van deze investeringen zullen de vaste kosten stijgen. Vaste kosten worden meestal opgesplitst in **toegerekende rente, afschrijvingen en de onderhouds- en verzekeringskost**. De onderhouds- en verzekeringskost vormt hierbij een rechtstreekse uitgave, terwijl het bij toegerekende rente en afschrijvingen gaat om fictieve kosten die geen rechtstreekse uitgave vormen. De afschrijvingen en toegerekende interesten worden berekend op basis van de actuele vervangingswaarde van de productiemiddelen.

De **vervangingswaarde** is een waarde die productiemiddelen krijgen toegewezen en stemt overeen met het bedrag dat momenteel zou moeten uitgegeven worden om een gelijkaardig investeringsgoed aan te schaffen. Van deze vervangingswaarde wordt een deel afgeschreven en

werden waarschijnlijk ook tijdens vorige boekjaren reeds delen afgeschreven. Door van de vervangingswaarde de afschrijvingen gedurende het huidige en de vorige boekjaren af te trekken wordt het geïnvesteerde kapitaal berekend. Voor dit geïnvesteerde kapitaal wordt een interestvergoeding bepaald (toegerekende rente) die overeenkomt met de vergoeding die zou verkregen worden indien het kapitaal niet zou geïnvesteerd geweest zijn. Op die manier worden de afschrijvingen, die gebeuren tijdens dit boekjaar, en de interestvergoedingen geboekt als kosten, terwijl ze in feite geen reële uitgaven vormen.

**De taaktijden** komen overeen met de tijd nodig voor het uitvoeren van een bepaalde handeling per hectare. Omdat de taaktijden voor de verschillende scenario's sterk kunnen variëren, zijn dit variabele kosten. Echter, ze worden afzonderlijk gegeven omdat de **arbeidskost** op het eigen bedrijf kan worden ingevuld door loonwerk of door de bedrijfsleider zelf, de kosten variëren dan sterk.

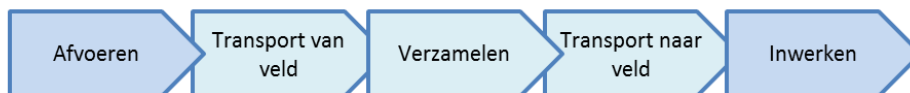
### III.2. Introductie

In de groenteteelt worden oogstresten van koolgewassen en selder standaard ingewerkt. Preiresten worden bij de oogst volledig afgevoerd. De gewasresten worden op een hoop verzameld en later naar het veld teruggebracht of ingewerkt. Beide methoden leiden tot een grote aanwezigheid van nutriënten op het veld in het najaar, met het risico op uitspoeling.

Referentiescenario koolgewassen, selder, ...



Referentiescenario prei



**Figuur 1: Referentiescenario voor oogstresten van koolgewassen en selder en het referentiescenario voor oogstresten van prei.**

De economische evaluatie hieronder tracht de impact van een aantal scenario's op een individueel landbouwbedrijf in te schatten. In het geval van koolgewassen en selder kunnen nutriënten op het veld worden vastgelegd via het aanvoeren van stabiliserende materialen of het inzaaien van vanggewassen. Andere mogelijkheden zijn het intact laten van oogstresten of de oogstresten kunnen ook worden afgevoerd en verwerkt. Preiresten kunnen na afvoer worden verwerkt alvorens ze terug op het veld worden gebracht of als kuilvoerder worden gebruikt.

De economische evaluatie van de verschillende alternatieve scenario's tracht een indicatie te geven van de impact van een bepaald scenario op de economische prestaties van het bedrijf. Op deze manier willen we nagaan welke van de scenario's die uitspoeling van nutriënten kunnen voorkomen ook economisch haalbaar zijn op bedrijfsniveau.

In het hoofdstuk III.3 Opzet worden het doel en de randvoorwaarden van het onderzoek besproken. Onder de partiële budgettering wordt de gebruikte methode uitgelegd. Vervolgens worden de resultaten van de partiële budgettering gegeven.

### III.3. Opzet

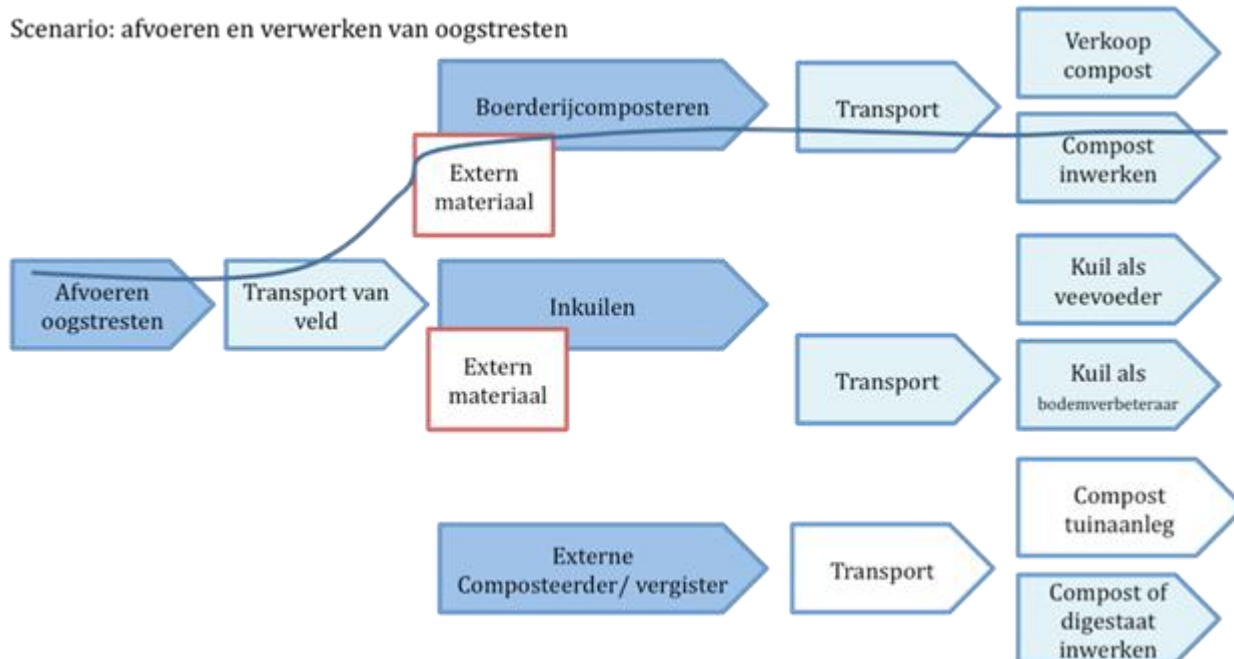
In dit onderzoek werden mogelijke scenario's getest, deze economische evaluatie is een beknopt overzicht van de economische impact van deze scenario's op het bedrijf. Tabel 7 geeft een overzicht van de scenario's waarvoor de partiële budgettering wordt toegepast.

Tabel 7: Overzicht van de scenario's

<b>Kortetermijnproeven</b>
intact laten oogstresten
immobiliserende materialen
in-situ stabilisatie
onderzaai en inzaai vanggewas
afvoeren oogstresten
<i>verwerken van afgevoerde oogstresten</i>
Boerderijcomposteren
Inkuilen
Afvoeren naar externe composteerder of vergister
<b>Langetermijnproeven</b>
inzaaien vanggewas begin september
inzaaien vanggewas oktober en later

Door de korte termijn van het onderzoek werd er voor gekozen om scenario's modulair op te bouwen. Om de impact van een scenario op het bedrijf te kennen, kunnen de kosten van verschillende modules bij elkaar worden opgeteld. Bij het afvoeren van oogstresten bijvoorbeeld kunnen deze daarna getransporteerd worden naar het bedrijf voor boerderijcompostering waarna de compost opnieuw naar het veld kan worden gebracht (zie lijn in Figuur 2).

De donker gearceerde modules worden verder in detail uitgewerkt in de tabellen. Licht gearceerde modules worden enkel vermeld in de tekst. Externe aanvoer van toeslagmaterialen is in rechthoeken aangegeven bij de modules. Over modules die niet gearceerd zijn, heeft het landbouwbedrijf geen zeggenschap.



Figuur 2: Scenario afvoeren van oogstresten met de mogelijke opties voor verwerking. De lijn geeft het scenario aan waarbij oogstresten na afvoer op het bedrijf worden gecomposteerd en compost opnieuw naar het veld word gebracht en ingewerkt.

Tot slot kunnen de uitgeteste scenario's bepaalde positieve of negatieve effecten hebben op organische stof in de bodem, ziektedruk. Door de korte termijn van het project worden deze niet becijferd, het is wel belangrijk dat deze effecten door de landbouwer in acht worden genomen bij het nemen van een beslissing.

#### III.4. Partiële budgettering

Partiële budgettering laat toe om het economisch effect te bepalen van gewijzigde processen op de bedrijfsvoering. Hiertoe worden enkel de kosten- en opbrengstenposten beschouwd die wijzigen ten opzicht van het referentiescenario. De netto impact van een verandering is de som van de bijkomende en de verminderde kosten, verminderd met de weggevallen opbrengsten en de bijkomende kosten (Maker, 2006).

In dit project werden scenario's getest die trachten het stikstofverlies in de groenteteelt te reduceren (Tabel 7). De netto impact toont welke scenario's economisch haalbaar blijken. Om dit te kunnen evalueren, werden veranderingen van variabele kosten en taaktijden opgevolgd door de verschillende projectpartners. Voor de belangrijkste modules uit de verschillende scenario's wordt dit weergegeven in een tabel (Appendix 10). Indien verschillende proefcentra andere waarden opgaven, worden de minima en maxima getoond in de tabellen. Bij een enkele waarde, wordt deze in de kolom maxima opgenomen.

**Variabele kosten en taaktijden** zijn afhankelijk van de grootte van de machines en de ligging van de percelen. Er werd enkel gerekend met de taaktijden op het veld, de tijd of brandstof nodig voor transport van en naar het veld werd niet in de partiële budgettering opgenomen. Inagro rekende met een brandstoffenkost van 15 euro per uur, omdat tractorgebruik sterk afhankelijk is van de machines, bedrijfsorganisatie en de ligging van de percelen. Het PSKW rekende een gemiddeld verbruik van 15 liter per uur van de trekker. In de partiële budgettering wordt gerekend met een brandstofkost van

15 euro per uur. Ten gevolge van de korte termijn van de proeven waren variabele kosten zoals bemesting, gewasbescherming of hoeveelheid plantgoed per proef (binnen één gewas, praktijkcentrum en locatie) onafhankelijk van het scenario.

Omdat arbeid uitgevoerd door loonwerk of door de bedrijfsleider anders wordt vergoed, worden taaktijden voor de bijkomende of uitgespaarde handelingen steeds afzonderlijk vermeld in de tabellen. Voor de bevestiging van machines aan de tractor geldt ook een nodige arbeidsbehoefte. Omdat de efficiëntie kan worden verhoogd door grotere of meerdere percelen tegelijkertijd te bewerken, wordt de tijd nodig voor het bevestigen van de machines hier niet meegerekend. De bedrijfsleider dient hier echter wel rekening mee te houden bij het inschatten van de kosten die gepaard gaan bij een bepaald scenario.

De **vaste kosten** die voor de verschillende scenario's of modules nodig zijn, zijn afhankelijk van het beschikbaar machinepark op het bedrijf. Gezien dit sterk verschilt tussen individuele bedrijven, wordt in de tabellen de focus gelegd op de variabele kosten en taaktijden. Vaste kosten worden apart besproken in de tekst en opgelijst per scenario in Appendix 10. Omdat ervanuit gegaan wordt dat alle bedrijven over een trekker beschikken, en omdat prijzen van trekkers erg variabel zijn, worden enkel de brandstofkosten van de trekker met de verschillende machines besproken. Er wordt geen afschrijvingskost van de trekker per uur inzet gerekend.

Alle cijfers zijn exclusief BTW en zijn een momentopname van de huidige prijzen voor brandstof, toeslagmaterialen, machines enz.

# In situ behandelingen

## 1. Korttermijnproeven: afvoeren/intact laten/ inwerken oogstresten

Voor de volledige en gedetailleerde beschrijving van de proefopzet en –resultaten wordt verwezen naar Appendix 1. De haalbaarheid van machinale afvoer van oogstresten wordt besproken in Appendix 6. Valorisatiemogelijkheden van oogstresten van groenten wordt besproken in ‘Deel 2: Valorisatie van oogstresten van groenten’. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 1.1 Aangelegde proefvelden

Het potentieel van het afvoeren of intact laten van oogstresten met betrekking tot het verminderen van N-verliezen gedurende de winter werd geëvalueerd voor volgende teelten:

- Bloemkool voor versmarkt: Oppuurs (zand), Puurs (zand) en Liezele (zand)
- Bloemkool voor industrie: Beitem (zandleem), Ardoorie 2012 en 2013 (zandleem)
- Witte kool voor versmarkt: Waarloos (zand)
- Witte kool voor industrie: Beitem (zandleem), Meulebeke (zandleem)
- Prei: te Handzame (zandleem)
- Bleekselder: Staden (zandleem)

Na oogst werden de oogstresten (manueel) verwijderd, intact gelaten of ingewerkt.

### 1.2 Resultaten bloemkool versmarkt

Bij oogsten voor de versmarkt wordt een deel van het blad gesneden waardoor op het einde van de oogst al een deel van de planten in ontbinding is. Intacte oogstresten van bloemkool bestemd voor de versmarkt bleken na oogst verder af te sterven en droegen bij tot een verhoging van het bodem mineraal N-gehalte eerder dan N op te nemen. De laagste N-verliezen werden bekomen bij het volledig afvoeren van de oogstresten bloemkool voor de versmarkt (Tabel 8).

**Tabel 8: Cumulatieve nitraatuitspoeling en gasvormige N-verliezen voor de periode van oktober tot en met maart voor de proefvelden bloemkool (versmarkt) gesimuleerd met EU\_Rotate\_N (OR= oogstresten, Afv= afvoeren, Int= intact laten, Inw= inwerken oogstresten).**

Locatie	N-inhoud OR	Uitspoeling			Gasvormige N-verliezen			Totale N-verliezen		
	kg N ha <sup>-1</sup>	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw
		kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>		
Oppuurs	83	154	163	201	18	41	75	172	239	363
Puurs	140	27	57	83	14	8	12	41	65	95
Liezele	210	70	73	91	14	22	27	84	95	118

De gesimuleerde N-verliezen waren het grootst bij het inwerken van de oogstresten van bloemkool. Totale N-verliezen na volledige afvoer of het intact laten van oogstresten schommelde rond 50 à 60% van de totale N-verliezen na inwerken, waarbij de laagste gesimuleerde N-verliezen werden



gesimuleerd bij volledige afvoer van oogstresten (Tabel 8). Dit stemt overeen met de resultaten van bodem minerale N-metingen.

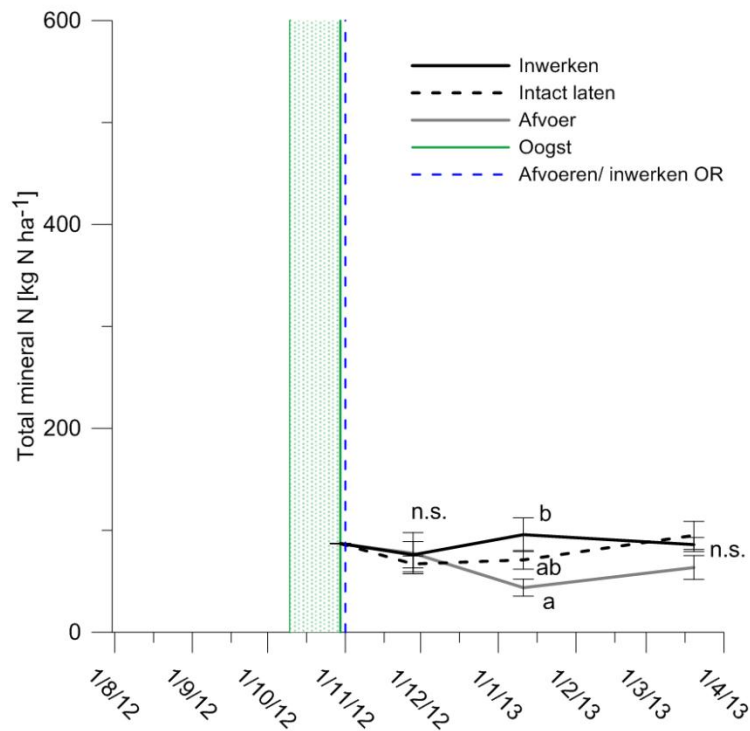
Gesimuleerde gasvormige verliezen bedroegen 10 à 30% van de totale N-verliezen voor alle behandelingen. Een deel van deze gasvormige N-verliezen traden reeds op tijdens de teelt ten gevolge van organisch materiaal dat reeds tijdens de teelt bijdraagt aan het bodem mineraal N-gehalte. Ook na het afvoeren van oogstresten zijn er gasvormige verliezen wat verklaard kan worden door denitrificatie van N reeds aanwezig in de bodem en de vorming van anaerobe zones ten gevolge van compactie door oogstmachines.

### **1.3 Resultaten bloemkool voor industrie**

Wanneer een teelt bloemkool voor de industrie bestemd is, wordt enkel de kool uit de plant gesneden, waardoor op het einde van de oogst de bladeren nog intact op het veld staan (Figuur 3). Intacte oogstresten bloemkool voor de industrie bleken in staat verder N op te nemen. De verschillen in bodem mineraal N-gehalte na het intact laten of afvoeren van de oogstresten waren echter niet significant.



**Figuur 3: Het proefveld bloemkool voor industrie te Ardooie na oogst (10-30/10/2012).**



Figuur 4: Gemiddeld bodem mineraal N gehalte met standaardafwijking (4 herhalingen) in de 0-90cm bodemlaag van het proefveld bloemkool te Ardoorie 2012 (1= tijdstip van inwerken of afvoeren van de oogstresten bloemkool).

Voor beide aangelegde proefvelden werden echter zeer kleine verschillen in bodem mineraal N-gehalte gemeten tussen inwerken of intact laten/ afvoeren van de oogstresten. Slechts een fractie van de N aanwezig in de oogstresten ( $130 \pm 44$  -  $297 \pm 52$  kg N ha<sup>-1</sup>) leek te mineraliseren en vrijgesteld te worden in de bodem. Gasvormige N-verliezen kunnen gedeeltelijk een verklaring bieden voor het kleine verschil in bodem mineraal N-gehalte tussen inwerken en intact laten of afvoeren van de oogstresten, maar zeker niet volledig. Bodembemonstering vond 4- tot 6-wekelijks plaats. Tijdens de meetperiode kenden oktober en december abnormaal veel neerslag, waardoor mogelijks reeds een gedeelte van de nitraat uit de 0-90 cm bodemlaag kon spoelen vooraleer gemeten te worden. Gezien de hoge biomassa-hoeveelheden en N-gehaltes van de oogstresten kan ook dit echter geen volledige verklaring bieden.

Bij veldproeven aangelegd in Oost-Duitsland werd na het inwerken van oogstresten van bloemkool ook een aanzienlijk deel van de ingewerkte N niet teruggevonden in het bodemprofiel. Er werd vermoed dat gasvormige N-verliezen hier mee aan de basis kunnen liggen (Persoonlijke communicatie, M. Fink, Großbeeren, mei 2013).

Omwille van de onzekerheid over welke processen opgetreden zijn op deze proefvelden, geven simulaties van N-verliezen via het EU\_Rotate\_N model wellicht een vertekend beeld.

#### 1.4 Resultaten witte kool voor versmarkt

Witte kool kan het bodem minerale N-profiel zeer efficiënt uitputten wat zich weerspiegelde in de lage bodem minerale N-waarden gemeten na oogst. De totale hoeveelheid oogstresten witte kool bedroeg 68 ton ha<sup>-1</sup> bij oogst op 19/10/2012. Ondanks inwerking van  $128 \pm 48$  kg N ha<sup>-1</sup> was er vrijwel geen verschil tussen de plots waar de oogstresten werden ingewerkt of afgevoerd. Oktober en november kenden nog zachte temperaturen waardoor nog een aanzienlijke mineralisatie en stijging

in bodem mineraal N-gehalte verwacht zou worden. Gasvormige verliezen kunnen opgetreden zijn, maar zijn niet voldoende om het volledige verlies aan N aanwezig in de oogstresten te verklaren. Er was geen abnormale accumulatie  $\text{NH}_4^+$  in het bodemprofiel.

Gezien er geen zekerheid is over welke processen opgetreden zijn op deze proefvelden, geven resultaten bekomen via het EU\_Rotate\_N model wellicht een vertekend beeld.

### 1.5 Resultaten witte kool voor industrie

Voor alle proefpercelen aangelegd na een teelt witte kool werden lagere bodem minerale N-gehaltes geobserveerd na intact laten van de oogstresten ten opzichte van volledige afvoer van de oogstresten. De verschillen in bodem mineraal N-gehaltes waar de oogstresten van witte kool werden afgevoerd ten opzichte van het intact laten van de oogstresten waren echter klein voor beide locaties ( $<22 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) wat zich weerspiegelt in de gelijkaardige gesimuleerde N-verliezen. Analoog als voor de oogstresten van bloemkool voor de versmarkt simuleerde het EU\_Rotate\_N model de hoogste N-verliezen waar oogstresten van sluitkool werden ingewerkt (Tabel 9).

Tabel 9: Cumulatieve nitraatuitspoeling en gasvormige N-verliezen van oktober tot en met maart voor de proefvelden witte kool gesimuleerd met EU\_Rotate\_N (Afv= afvoeren, Int= intact laten, Inw= inwerken oogstresten).

Locatie	N-inhoud OR	Uitspoeling			Gasvormige N-verliezen			Totale N-verliezen		
	kg N ha <sup>-1</sup>	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw
		kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>		
Meulebeke	175	55	55	120	20	17	27	75	72	147
Beitem	211	10	10	11	13	13	14	24	23	25

De witte kool te Meulebeke werd eind augustus 2012 geoogst waarna nog een zacht najaar volgde wat N-mineralisatie van de oogstresten en bodem versnelt. Oogst van de witte kool te Beitem vond plaats op 10 december 2012. De kolen werden verwijderd waarna oogstresten al dan niet werden ingefreesd. De N-mineralisatie en -verliezen in de hierop volgende (koude) maanden was beperkt.

### 1.6 Resultaten prei

Intact laten van de oogstresten hield in het terugbrengen van de afgetopte preibladeren naar het veld. Deze oogstresten waren dus niet in staat verder N op te nemen en de bodem minerale N-gehaltes waren dan ook lager na volledige afvoer van de oogstresten ten opzichte van het intact laten van de oogstresten (verschil kleiner dan  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Totale N-verliezen na het afvoeren of het intact laten van de oogstresten gedurende de periode oktober tot en met maart bedroeg respectievelijk 40% en 68% ten opzichte van de N-verliezen na het inwerken van de oogstresten prei (Tabel 10).

Tabel 10: Cumulatieve nitraatuitspoeling en gasvormige N-verliezen van oktober tot en met maart voor het proefveld prei gesimuleerd met EU\_Rotate\_N (Afv= afvoeren, Int= intact laten, Inw= inwerken oogstresten).

Locatie	N-inhoud OR	Uitspoeling			Gasvormige N-verliezen			Totale N-verliezen		
		Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw
	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>		
Handzame	53	27	40	75	8	20	13	35	60	88

## 1.7 Resultaten bleekselder

Bij het oogsten van de bleekselder worden de bladeren van de stengel gesneden waarna deze achter de oogstmachine op het veld vallen. Analoog als bij de oogstresten prei zijn deze oogstresten niet in staat verder N op te nemen wat leidde tot hogere bodem minerale N-gehalten in het object 'intact laten' ten opzichte van het afvoeren van de oogstresten. De verschillen in bodem mineraal N-gehalte tussen de verschillende behandeling was echter op geen van de bemonsteringstijdstippen significant.

De toename in bodem mineraal N-gehalte één maand na inwerken van de oogstresten was beperkt ( $21 \pm 24$  kg N ha<sup>-1</sup>). De oogstresten bevonden zich reeds in een ontbonden toestand op het moment van inwerken waardoor gasvormige N-verliezen van de ontbonden oogstresten op het bodemoppervlak mogelijks kon bijdragen tot het verlies van N.

De laagste N-verliezen werden bekomen na het afvoeren van de oogstresten, gevolgd door het intact laten van de oogstresten en finaal het inwerken van de oogstresten (Tabel 11).

Tabel 11: Cumulatieve nitraatuitspoeling en gasvormige N-verliezen van oktober tot en met maart voor het proefveld selder gesimuleerd met EU\_Rotate\_N (Afv= afvoeren, Int= intact laten, Inw= inwerken oogstresten).

Locatie	N-inhoud OR	Uitspoeling			Gasvormige N-verliezen			Totale N-verliezen		
		Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw	Afv	Int	Inw
	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>		
Staden	60	60	69	80	21	20	29	80	90	109

## 1.8 Economische evaluatie

### 1.8.1 Afvoeren van oogstresten van groenten

Een belangrijk obstakel voor het afvoeren van oogstresten is de voorlopige afwezigheid van aangepaste oogstmachines. In de meeste proeven werden oogstresten handmatig afgevoerd, op veldschaal is dit niet realistisch. Naast een klepelmaaier zouden een loofklapper, gebruikt in de bietenteelt, of rupsen met een haagschaar, ingezet voor de oogst van spinazie, kunnen worden ingezet voor het afvoeren van oogstresten.

Inagro gaf aan dat loonwerk in Vlaanderen 90 euro per uur zou kosten, bij 3,5 manuren per hectare komt dit op een variabele kost van 315 euro per hectare. Er kan verondersteld worden dat de nodige tijd in de toekomst kan dalen indien meer toegepaste machines beschikbaar zijn. Doordat we rekenen met een loonkost moet de bedrijfsleider geen arbeidstijd rekenen en levert deze module een netto tijds winst op.

De netto impact van het afvoeren van oogstresten toont een netto bijkomende variabele kost van 285 tot 292 euro per ha (Tabel 12). De beschikbare arbeidstijd op het bedrijf verhoogt met 1,5 tot 2 manuren per ha indien de oogstresten via loonwerk worden afgevoerd.

**Tabel 12: partiële budgettering voor afvoeren oogstresten ten opzichte van de referentie, inwerken van oogstresten**

<b>Verminderde variabele kosten</b>	min	max	<b>Verhoogde variabele kost</b>	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>			<i>Loonkost (eurp/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	22,5	30	machinaal afvoeren		-315
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	1,5	2			
	min	max			
netto impact (euro/ha) =	-292,5	-285			
netto impact (manuren/ha) =	1,5	2			

Afgevoerde oogstresten moeten na afvoer worden gevaloriseerd, de kost van de verwerkingsmodules zal de kost van deze scenario's sterk doen stijgen. Mogelijke modules worden in 'Deel 2: Valorisatie van oogstresten vangroenten' besproken.

### 1.8.2 Intact laten van oogstresten van groenten

De netto impact van het intact laten van oogstresten ten opzichte van het referentie scenario is positief en is afhankelijk van de capaciteit van de frees. Ten opzichte van het referentiescenario kan ongeveer tussen 22,5 en 30 euro per hectare bespaard worden en is er een vermindering van de arbeidsbehoefte van 1,5 tot 2 manuren per hectare (Tabel 13).

**Tabel 13: partiële budgettering voor intact laten oogstresten ten opzichte van de referentie, inwerken van oogstresten**

<b>Verminderde variabele kosten</b>	min	max	<b>Verhoogde variabele kosten</b>	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>			<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	22.5	30			
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	1.5	2			
	min	max			
netto impact (euro/ha) =	22.5	30			
netto impact (manuren/ha) =	1.5	2			

In dit scenario zijn er geen bijkomende vaste kosten indien de frees al beschikbaar is.

## 1.9 Praktische haalbaarheid

### 1.9.1 Machinale afvoer van oogstresten van groenten

De haalbaarheid van machinale afvoer van oogstresten van groenten is sterk teeltafhankelijk. Een belangrijke praktische belemmering is de berijdbaarheid van het veld en de vereiste aanpassing van de oogstmachines nodig om de oogstresten te kunnen afvoeren. Het afvoeren van oogstresten van prei en selder gebeurt reeds of kan plaatsvinden mits een kleine aanpassing van de oogstmachines.

Oogstresten van kolen zijn daarentegen moeilijker af te voeren. Bij machinale afvoer van oogstresten witte kool in droge en natte omstandigheden bedroeg de ophaalefficiëntie respectievelijk 67% en 62% op organische stof basis. Er werd echter tevens een aanzienlijke hoeveelheid aarde mee opgehaald met de oogstresten witte kool. Onder natte omstandigheden werd 8,4 ton ha<sup>-1</sup> aarde afgevoerd op een totaal afgevoerde verse massa van 37,3 ton ha<sup>-1</sup> (zie Appendix 6).

### 1.9.2 Intact laten van oogstresten van groenten

Bij het intact laten van de oogstresten is het verhoogd risico op ziekteverspreiding een belangrijk aandachtspunt. Onderzoek naar het voorkomen en de dynamiek van plantpathogenen bij het intact laten van oogstresten is noodzakelijk om de impact van deze beheeroptie ten volle te kunnen inschatten. De combinatie van het intact laten van oogstresten met gewasrotaties waarbij door middel van wisselende teelten gastheercycli van pathogenen wordt doorbroken, lijkt cruciaal. Dit kan eventueel verder ondersteund worden door het gebruik van fungiciden of antagonistische micro-organismen. De toepassing van deze middelen werd voornamelijk bestudeerd in akkerlandbouw en onderzoek specifiek voor tuinbouw is nodig. Het voorkomen en verspreiding van *Verticillium longisporum* na een teelt bloemkool werd reeds onderzocht via twee veldproeven uitgevoerd door ILVO en Inagro. Gedurende vier opeenvolgende proefjaren bleek er geen verschil te zijn in het voorkomen van *Verticillium longisporum* waar oogstresten van bloemkool werden verwijderd of op het veld gelaten (França et. al, 2013).

Een alternatief is het intact laten en pas inwerken van de oogstresten begin december, om zo de periode met het grootste gevaar op uitspoeling tijdens het najaar en propagatie van plantziektes in het voorjaar te vermijden. De berijdbaarheid van het veld blijft echter een belangrijke factor. Structuurbeschadiging van het veld kan optreden indien de oogstresten worden ingewerkt tijdens ongunstige omstandigheden.

### 1.9.3 Draagvlak onder telers

Het afvoeren van oogstresten van groenten stuit op een grote tegenstand onder de telers en meer dan 80% van de ondervraagde telers ervaart deze beheeroptie als onhaalbaar. Daarentegen schat meer dan 75% van de ondervraagde telers het verlaat inwerken van oogstresten in als (meest) haalbare alternatieve beheeroptie (zie Appendix 6).

## 1.10 Conclusie

Afhankelijk of het oogsten van de teelt op zodanige wijze gebeurt dat het wortelstelsel van de oogstresten intact blijft, kunnen deze nog verder N opnemen en zijn N-verliezen na het afvoeren van de oogstresten en het intact laten van de oogstresten gelijkaardig. Dit vond plaats bij oogstresten bloemkool en witte kool bestemd voor de industrie. Indien de oogstresten volledig afgesneden worden van het wortelstelsel resulteert het niet inwerken van de oogstresten in hogere N-verliezen dan het afvoeren van oogstresten. Dit werd geobserveerd bij bloemkool bestemd voor de versmarkt, prei en bleekselder en verschillen in N-verliezen vanaf oktober tot en met maart varieerden tussen 10 en 67 kg N ha<sup>-1</sup> voor respectievelijk bleekselder en bloemkool.

Met uitzondering van prei is het machinaal afvoeren van oogstresten van groenten echter moeilijk haalbaar, zowel qua technische uitvoering als draagvlak onder de telers. Evaluaties van machinale afvoer van oogstresten sluitkool met een klepelmaaier toonden aan dat enerzijds de berijdbaarheid van het veld en anderzijds de hoeveelheid meegevoerde aarde twee voorname hinderpalen vormen.



## 2. Onderzaai van een vanggewas

Voor de volledige en gedetailleerde beschrijving van de proefopzet en –resultaten wordt verwezen naar Appendix 2. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 2.1 Aangelegde proefvelden

Het onderzaaien van een vanggewas in een groenteteelt werd in het eerste en tweede proefjaar geëvalueerd op twee proeflocaties:

- Zandleem (Beitem)
- Zand (Sint-Katelijne-Waver)

De ondergezaaide vanggewassen betroffen Italiaans raaigras, winterrogge en phacelia. In het eerste proefjaar werd de onderzaai 8 of 9 weken na het planten van bloemkool ingezaaid, in het tweede proefjaar werd deze periode ingekort tot 4 weken. De vanggewassen werden manueel tussen de rijen bloemkool ingezaaid. Na het oogsten van de bloemkool werden de oogstresten geklepeld (Sint-Katelijne-Waver) of intact gelaten op het veld (Beitem).

### 2.2 Proefresultaten

#### 2.2.1 Ontwikkeling ondergezaaid vanggewas

De opkomst van de ondergezaaide vanggewassen in het eerste proefjaar was zeer beperkt. Droge weersomstandigheden bij het inzaaien van de onderzaai, slechte zaadkwaliteit en een nawerkend effect van herbiciden vormen hier waarschijnlijk de verklaring. In het tweede proefjaar werd het tijdstip van onderzaai vervroegd van 8 weken tot 4 weken na het planten van bloemkool. De vanggewassen kwamen vlot op bij beide proefvelden en vertoonden de eerste weken na inzaai een goede ontwikkeling (Figuur 5). Wanneer de kolen de vanggewassen begonnen te overschaduwen, viel de groei terug en dit voornamelijk bij rogge en phacelia. De ondergezaaide vanggewassen namen N tussen de rijen bloemkool op dewelke anders onbenut blijft door de bloemkool (Tabel 14). Italiaans raaigras was het best bestand tegen beschaduwning door de kolen, betreding tijdens het oogsten van de kolen en is tevens winterhard. De opbrengst van de bloemkool werd niet beïnvloed door de onderzaai (Tabel 15).



Figuur 5: Onderzaai van Italiaans raaigras (A) en rogge (B) ingezaaid 4 weken na het planten van bloemkool te Sint-Katelijne-Waver.



Tabel 14: Gemiddelde biomassa, C-, N-, en P-gehalte van de vanggewassen van de 'onderzaai'-proef te Sint-Katelijne-Waver (SKW) en Beitem. De standaardafwijking wordt vermeld tussen haakjes (n= 4). Opbrengstbepaling vond plaats op kort na het oogsten van de bloemkool.

Onderzaai	Biomassa		N-opname	
	ton ha <sup>-1</sup>		kg N ha <sup>-1</sup>	
	SKW	Beitem	SKW	Beitem
Italiaans raaigras	14 (1)	22 (5)	63 (3)	91 (24)
Rogge	8 (2)	16 (5)	32 (9)	80 (28)
Phacelia	-	18 (5)	-	52 (16)

Tabel 15: Gemiddelde biomassa van de teelt bloemkool na onderzaai van Italiaans raaigras, winterrogge, phacelia of geen onderzaai (proefveld te Beitem)). De standaardafwijking wordt vermeld tussen haakjes (n= 4).

Plantdeel	Onderzaai				eenheid
	Geen	Italiaans raaigras	Winterrogge	Phacelia	
Kool	23,1 (1,4)	25,1 (4,9)	27,2 (0,1)	22,1 (3,3)	ton ha <sup>-1</sup>
Blad en stronk	42,4 (2,5)	43,1 (7,1)	49,6 (5,7)	37,5 (7,6)	ton ha <sup>-1</sup>

### 2.2.2 N-balans

De N-balans werd bepaald vanaf het planten van de vroege teelt bloemkool in de zomer tot net voor het planten van een nieuwe groenteteelt in het volgende voorjaar. Het start- en eindmoment werden gekozen om de herfst- en winterperiode te omvatten.

De N-input werd berekend als het mineraal N-gehalte van de 0-90cm bodemlaag bij de start van de bloemkoolteelt ( $N_{min,start}$ ), N toegediend via bemesting ( $N_{bemesting}$ ), N vrijgekomen uit N-mineralisatie van bodem organische stof (BOS) ( $N_{BOS}$ ) en N afkomstig van natte en droge depositie ( $N_{depositie}$ ).  $N_{bos}$  werd bepaald via een N-incubatieproef in het labo en was gelijk voor alle objecten. De N-output werd berekend als het mineraal N-gehalte van de 0-90cm bodemlaag op het einde van de beschouwde periode ( $N_{min,eind}$ ), N-opname door het ondergezaaide vanggewas ( $N_{onderzaai}$ ) en het N-gehalte van het marktbaar deel van de bloemkool ( $N_{kool}$ ). In de veldproef te Beitem werden bodemstalen tussen en in de planrijen bloemkool genomen en het gemiddelde hiervan werd gebruikt als  $N_{min,start}$  en  $N_{min,eind}$ . De N-balans werd berekend als het verschil tussen de N-input en N-output.

$$N_{input} = N_{min,start} + N_{bemesting} + N_{BOS} + N_{depositie}$$

$$N_{output} = N_{min,eind} + N_{onderzaai} + N_{kool}$$

$$N_{balans} = N_{input} - N_{output}$$

Op het proefveld te Sint-Katelijne-Waver werden de bodemstalen genomen tussen en in de rijen samengenomen. Een mogelijk significante invloed van onderzaai op het bodem mineraal N-gehalte tussen de planrijen (zoals waargenomen op het proefveld te Beitem (zie 2.1)) wordt hierdoor

mogelijks gemaskeerd. Ook in de veldproef aangelegd te Beitem bleken het bodem mineraal N-gehalte in de plantrijen bloemkool niet significant verschillend te zijn. Tussen de plantrijen was het bodem mineraal N-gehalte echter lager waar een vanggewas werd ondergezaaid dan waar niet en het overschot op de N-balans was hier aanzienlijk. Het overschot op de N-balans was het laagst bij onderzaai van Italiaans raaigras, gevolgd door respectievelijk rogge, phacelia en geen onderzaai (Tabel 16).

**Tabel 16: Gemiddelde N-balans van de onderzaaveldproeven te Sint-Katelijne-Waver en Beitem (standaardafwijking tussen haakjes, n= 4).**

Onderzaai	N –balans [kg N ha <sup>-1</sup> ]	
	Sint-Katelijne-Waver	Beitem
Geen	+ 202 (63)	+ 182 (47)
Italiaans raaigras	+ 113 (60)	+ 86 (30)
Winterrogge	+ 194 (59)	+ 92 (45)
Phacelia	-	+ 131 (21)

### 2.3 Economische evaluatie

Onderzaai gebeurde handmatig bij staand gewas, oogstresten werden intact gelaten of enkel geklepeld. Omwille van de onderzaai kon niet geschoffeld worden tussen de rijen, en was handmatig wieden noodzakelijk. Op het proefveld te Beitem werd tot 40 manuren per hectare handmatig gewied, op het proefveld te Sint-Katelijne-Waver was het echter niet noodzakelijk bijkomend te wieden na inzaai van de onderzaai. De onkruidgevoeligheid van een perceel kan aldus in sterke mate de bijkomende arbeidsduur beïnvloeden.

In het onderzoek werd onderzaai handmatig uitgevoerd, maar in praktijk kan worden gezaaid tijdens het machinaal schoffelen, waardoor er geen bijkomende werkgang noodzakelijk zou zijn (schoffelen duurde ongeveer 2 manuren per hectare, en kostte 30 l brandstof per hectare).

**Tabel 17: partiële budgettering voor onderzaai van een vanggewas na klepelen of intact laten van oogstresten ten opzichte van de referentie, inwerken van oogstresten.**

<b>Verminderde variabele kosten</b>	min	max	<b>Verhoogde variabele kost</b>	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (€/ha)</i>			<i>Brandstof en smeermiddelen (€/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	22.5	30	klepelen		-30
			zaaien		-15
			<i>Uitgangsmateriaal(€/ha) rogge of raaigras</i>		
			zaad rogge (0.75 euro/kg, 100 kg)*		-100
			zaad it. raaigras (1.8 euro/kg, 40 kg)*		-72
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	1.5	2	klepelen		-2
			handmatig wieden		-40
<b>INTACT LATEN, ROGGE</b>					
netto impact (€/ha) =	-92.5	-85			
netto impact (manuren/ha) =	-38.5	-38			
<b>INTACT LATEN, IT. RAAIGRAS</b>					
netto impact (€/ha) =	-64.5	-57			
netto impact (manuren/ha) =	-38.5	-38			
<b>KLEPELEN, ROGGE</b>					
netto impact (€/ha) =	-122.5	-115			
netto impact (manuren/ha) =	-40.5	-40			
<b>KLEPELEN, IT. RAAIGRAS</b>					
netto impact (€/ha) =	-94.5	-87			
netto impact (manuren/ha) =	-40.5	-40			

\*Richtgevende gemiddelde kostprijs zomer 2011 (INTERREG Vlaanderen)

Indien de oogstresten worden geklepeld, is een klepelmaaier nodig. Bijkomende vaste kosten zijn de zaaimachine (tijdens schoffelen) en de klepelmaaier. De vervangingswaarde van een zaaimachine (type opbouw op de cultivator) ligt tussen de 4.500 en 10.000 euro met een kapitaalskost van 11% (DLO, 2012). De klepelmaaier gebruikt door PSKW (werkbreedte 2,1 m) had een vervangingswaarde van 7000 euro en een kapitaalskost van 20% (rente 3.03%, afschrijving 11,3 % en onderhoud en verzekering = 5,7%).

## 2.4 Praktische haalbaarheid

Het onderzaaien van vanggewassen biedt potentieel, maar er zijn tevens verscheidene aandachtspunten: concurrentie tussen de hoofdteelt en de onderzaai voor licht, water en nutriënten, invloed van de onderzaai op de opbrengst van het vanggewas, welke onderzaai te verkiezen zou zijn (eventueel kiezen voor traag groeiende vanggewassen zoals Engels raaigras), te verkiezen zaaidichtheid, vraatschade door houtduiven, mogelijkheid tot machinaal inzaaien,... Tevens bestaan er nog geen machines om in de praktijk gras in te zaaien tussen industriëbloemkool.

Zowel uit de enquête uitgevoerd bij de telers als uit contacten tussen de praktijkcentra en de telers blijkt het draagvlak onder de telers voor onderzaai van vanggewassen beperkt te zijn. Naast een mogelijk negatieve invloed op de hoofdteelt wordt bezorgdheid omtrent onkruiddruk en een onzekere opkomst van de onderzaai geuit.

## 2.5 Conclusie

Het onderzaaien van een vanggewas in een groenteteelt kan potentieel ingezet worden om N-verliezen in de winter te verlagen. Inzaaien van Italiaans raaigras 4 weken na het planten van bloemkool resulteerde in een verlaging van de N-balans met  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Er is echter weinig ervaring over het onderzaaien van een vanggewas en bijkomend onderzoek hierrond is nodig.

### 3. Kortetermijnproeven: Immobiliserende materialen

Voor een volledige beschrijving van de proefopzet en –resultaten van de kortetermijnproeven met N-immobiliserende materialen wordt verwezen naar Appendix 3. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

#### 3.1 Aangelegde proefvelden

Het potentieel van immobiliserende materialen om N-verliezen te beperken werd in het eerste proefjaar geëvalueerd via twee proefopstellingen op twee locaties (zandleem en leem). Oogstresten van bloemkool werden gemengd met (Figuur 6):

- Restplant van korrelmaïs (12 ton ha<sup>-1</sup>)
- Tarwestro (50 ton ha<sup>-1</sup>)
- Onrijpe groencompost (12 ton ha<sup>-1</sup>)



Figuur 6: Restplant van korrelmaïs (A), tarwestro (B) en onrijpe groencompost (C).

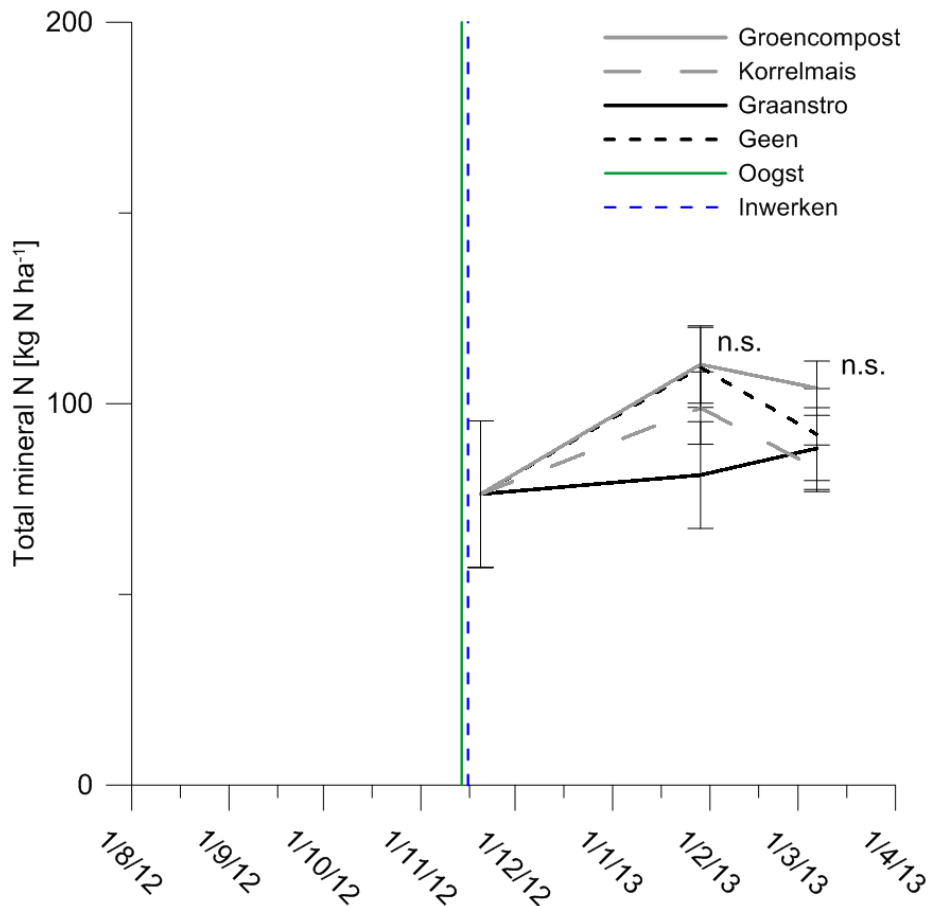
Op één locatie (zandleem) werden de oogstresten voor toediening van de immobiliserende materialen ingefreesd. Hierna werden de immobiliserende materialen op het veld toegediend en werd een tweede maal ingefreesd. Op de andere locatie (leem) werden de immobiliserende materialen rechtstreeks op de oogstresten aangebracht en samen in één maal ingefreesd. De oogstresten waren hier niet op voorhand verkleind en de bodem niet verstoord.

In het tweede proefjaar werd het gebruik van tarwestro geëvalueerd via 5 veldproeven aangelegd bij telers, met oogstresten bloemkool (2x), venkel, gele mosterd en radicchio.

#### 3.2 Bespreking proefresultaten

Voor geen van de proefvelden werden significante verschillen in bodem mineraal N-gehalte tussen de verschillende behandelingen geobserveerd wat niet wegneemt dat bepaalde trends toch waargenomen kunnen worden (Figuur 7).

Waar de oogstresten voor toediening van de immobiliserende materialen werden verkleind kon een beperkt immobiliserend effect van graanstro twee maand na inwerken geobserveerd worden (30 kg N ha<sup>-1</sup>). Voor de andere materialen (restplant van korrelmaïs en onrijpe groencompost) kon geen immobiliserend effect waargenomen worden. Uit eerder onderzoek blijkt immobilisatie door de microbiële gemeenschap gevoeliger te zijn voor lage temperaturen dan mineralisatie, wat de lage immobilisatie voor een deel kan verklaren.



**Figuur 7: Gemiddeld bodem mineraal N gehalte met standaardafwijking (4 herhalingen) in de 0-90cm bodemlaag voor de proef met immobiliserende materialen aangelegd te Beitem.**

Waar de oogstresten niet op voorhand werden verkleind, werd voor geen enkel van de N-immobiliserende materialen een effect geobserveerd. Mogelijke verklaringen voor de afwezigheid van een immobilisatie-effect zijn de late toedieningsdatum en het minder homogene contact tussen de immobiliserende materialen en oogstresten.

### 3.3 Economische evaluatie

Bij het inwerken van immobiliserende materialen moeten de immobiliserende materialen worden aangekocht of geoogst waarna ze naar het veld worden getransporteerd. Na het uitspreiden van de immobiliserende materialen kunnen ze met de oogstresten worden ingewerkt. Enkel het uitspreiden en inwerken worden in deze module in detail besproken.

In dit scenario moeten externe materialen worden geoogst of aangekocht. Er wordt verondersteld dat de immobiliserende materialen op het bedrijf aanwezig zijn. Aangezien deze materialen vervolgens niet meer voor een andere toepassing kunnen worden gebruikt, brengen we de volledige kost in rekening (gerekend met kosten van de materialen indien deze materialen aan marktprijs worden aangekocht) (DLO, 2012, Reubens et al., 2012). De transportkost is niet opgenomen in de module.

De netto impact van deze module op de arbeidsbehoefte is negatief. Ten opzichte van het referentiescenario zijn 1,5 tot 2 extra manuren per hectare nodig indien tarwestro wordt gebruikt en 0,75 tot 2 manuren per hectare voor maïsstro en compost. De netto impact op de variabele kosten is

sterk afhankelijk van de prijs van de toeslagmaterialen. Het scenario met maïsstro is het gunstigste, tussen 191 en 210 euro per hectare, bij gebruik van compost stijgt de variabele kost met 336 tot 630 euro per hectare, en bij gebruik van tarwestro tussen 920 en 1.230 euro per hectare.

**Tabel 18: partiële budgettering voor module immobiliserende materialen (inwerken van oogstresten en materiaal na uitspreiden van tarwestro, maïsstro of compost) t.o.v. de referentie, inwerken van oogstresten.**

Verminderde variabele kosten	min	max	Verhoogde variabele kosten	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>			<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>		
			toevoegen immobiliserende materialen		
			tarwestro	-22,5	-30
			maïsstro	-11,25	-30
			compost	-11,25	-30
			<i>Immobiliserende materialen(euro/ha)</i>		
			tarwestro (12 ton/ha; 75-100 euro/ton)*	-900	-1200
			maïsstro (12 ton/ha, restplant korrelmaïs 15.9 euro/ton)*	-180	-180
			groencompost (50 ton/ha, 6,5-12 euro/ton)*	-325	-600
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
			toevoegen immobiliserende materialen		
			tarwestro	-1,50	-2
			maïsstro	-0,75	-2
			compost	-0,75	-2
	min	max			
netto impact (euro/ha) =					
tarwestro	-923	-1230			
maïsstro	-191	-210			
compost	-336	-630			
netto impact (manuren/ha) =					
tarwestro	-1,50	-2,00			
maïsstro	-0,75	-2,00			
compost	-0,75	-2,00			

\*tarwestro Bron: Ruebens et al., 2012

\*maïsstro Bron: MIP-project EOSAN, 2011

\*groencompost Bron: DLO, 2012

Voor het uitspreiden van de immobiliserende materialen kan een mestkar worden gebruikt. De vervangingswaarde van een stalmeststrooier (tandem, 14-16 ton) ligt tussen 30.000 en 38.000 euro met een kapitaalkost van 16,3% (afschrijvingen, toegerekende rente en verzekerings- en onderhoudskosten) (DLO, 2012). Omdat gerekend wordt met de aankooprijzen van de immobiliserende materialen worden geen vaste kosten gerekend voor de machines nodig voor het oogsten van stro of maken van compost.

### 3.4 Praktische haalbaarheid

Bij beide partners werd groencompost in een hoeveelheid van 50 ton ha<sup>-1</sup> toegediend en tarwestro en korrelmaïsstro in een hoeveelheid van 12 ton ha<sup>-1</sup>. De hoeveelheden voor korrelmaïs- en tarwestro waren berekend op basis van een immobilisatiecapaciteit van ruwweg 10 kg N per ton stro (vastlegging van ongeveer 100-120 kg N voorzien). Toediening van 12 ton stro resulteerde in een vrij dikke laag van stro over het ganse perceel wat de praktische bewerkbaarheid sterk hinderde. Bovendien wordt in deze hoeveelheid meer stro per hectare toegediend dan de gemiddelde oogstopbrengst van tarwe (7-8 ton ha<sup>-1</sup>). Gezien korrelmaïs pas laat in het najaar geoogst wordt, is dit vaak reeds te laat voor gebruik als N-immobiliserend materiaal voor groenteteelten geoogst in september.

De extra C-aanvoer naar groentepercelen vormt een positief punt, maar telers uiten hun bezorgdheid over zowel de kostprijs als de praktische uitvoerbaarheid van de beheeroptie.



### 3.5 Conclusie

Volgende factoren zijn noodzakelijk om een goede N-immobilisatie te verkrijgen, (i) voldoende N-immobiliserende materialen (afhankelijk van gebruikt materiaal en oogstresten), (ii) een goed contact tussen de immobiliserende materialen en de oogstresten (iii) voldoende hoge bodemtemperaturen (>10 °C). Omwille van de beperkte efficiëntie van N-immobiliserende materialen om N-verliezen tijdens de winter te verminderen en de hoge meerkost is dit een weinig realistische optie.

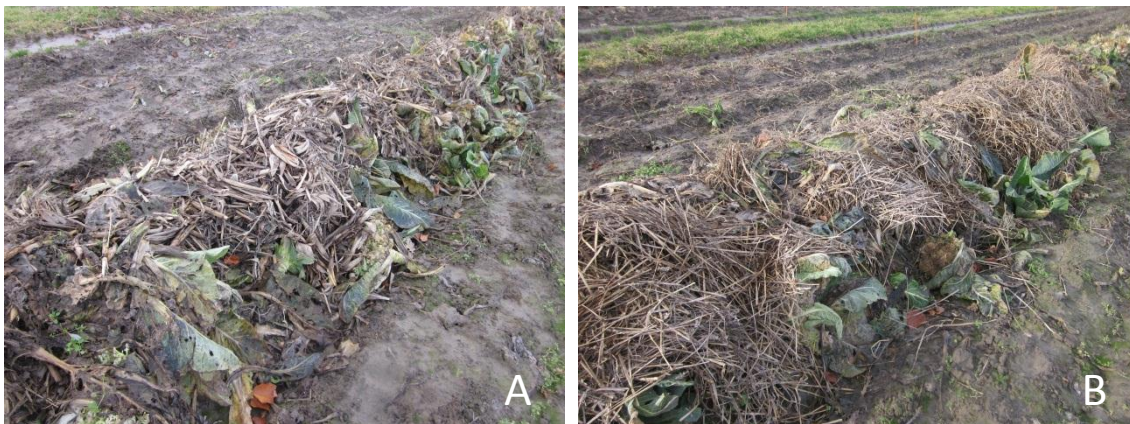
## 4. Kortetermijnproef: in situ stabilisatie en gewenten

Omwille van de grotendeels gelijklopende opzet van de 'in situ stabilisatie'- en 'gewenten'-veldproeven worden beide samen besproken. Een gedetailleerde beschrijving van de 'in situ stabilisatie' en de gewenten wordt gegeven in respectievelijk Appendix 4 en Appendix 6. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 4.1 Proefopzet

#### 4.1.1 In situ stabilisatie

Oogstresten van bloemkool werden op rillen (breedte: 1,5m, hoogte: 0,5m) getrokken op een zandleembodem. Tevens werden twee rillen opgezet met de oogstresten bloemkool gemengd met graanstro of restplant van korrelmaïs in een 1:1 massaverhouding (Figuur 8). De rillen werden niet bedekt met aarde (in tegenstelling tot gewenten, zie 4.1.2 Gewenten).



Figuur 8: Oogstresten bloemkool gemengd met restplant van korrelmaïs (A) of graanstro (B) voor de finale opzet van de rillen op het veld.

#### 4.1.2 Gewenten

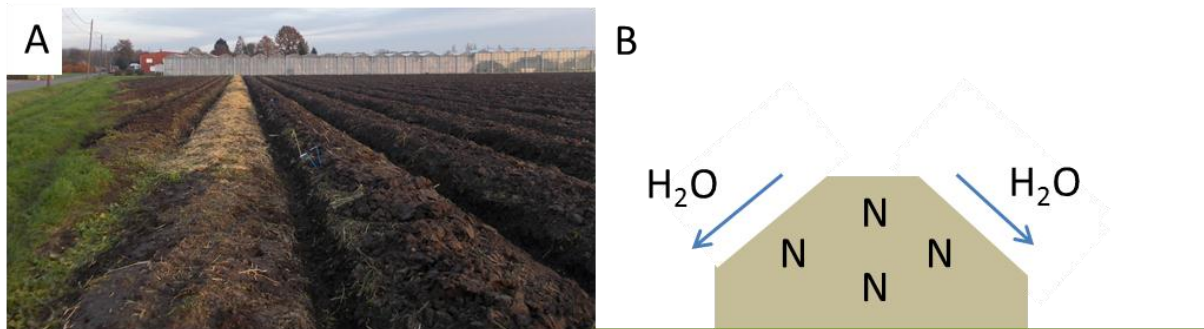
Het trekken van oogstresten van groenten op bedden of gewenten (breedte: 1,20m, hoogte: 0,40m) werd aangelegd bij 3 telers voor oogstresten van

- Bloemkool
- Radicchio
- Gele mosterd

met of zonder bijmenging graanstro in een 1:1 volumeverhouding. De oogstresten werden samengebracht in bedden en bedekt met aarde. Door de constructie van de gewente loopt het water



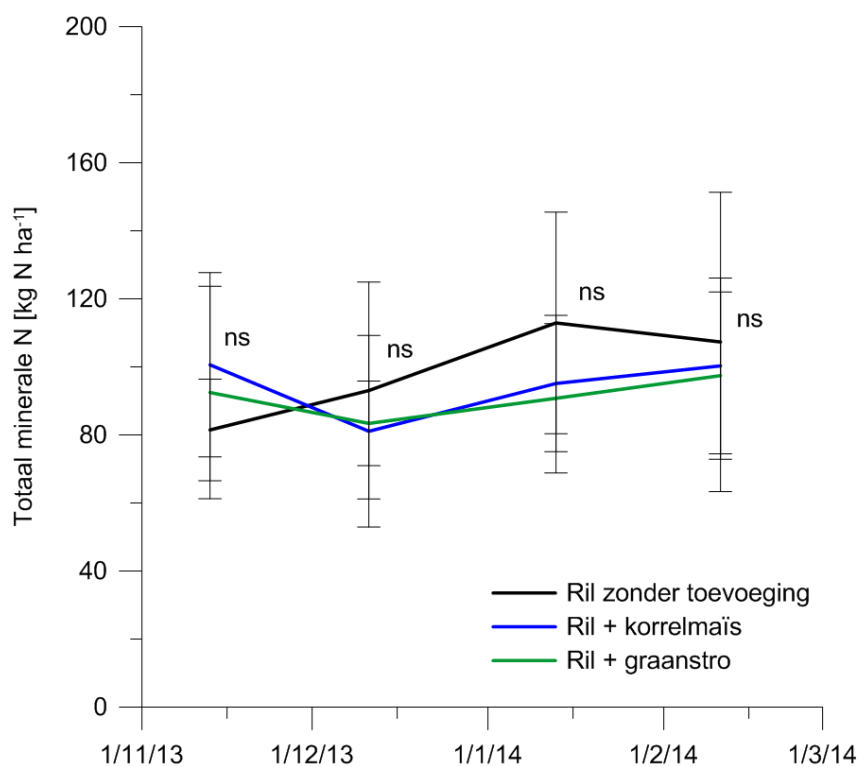
langs de zijdes van de gewente en is er minder infiltratie in de gewente (Figuur 9). De sporen tussen de gewenten worden door sommige telers opgebroken tussen beide werkgangen of net extra aangereiden. Alle gewenten werden aangelegd op een zandbodem.



Figuur 9: Gewenten aangelegd op een perceel (A) en een schematische voorstelling van een gewente (B).

## 4.2 Proefresultaten

### 4.2.1 In situ stabilisatie



Figuur 10: Gemiddeld bodem mineraal N-gehalte met standaardafwijking (4 herhalingen) in de 0-90cm bodemlaag van de 'in situ stabilisatie'-proef te Kruishoutem (ns = geen significante verschillen).

Het N-gehalte samengebracht in de rillen (20-39 kg N ha<sup>-1</sup>) wordt weerspiegeld in de toename van het minerale N-gehalte van de 0-30cm bodemlaag 3 maanden na het opzetten van de ril. Omwille van het lage hoeveelheid samengebrachte N kan het effect van de rillen moeilijk onderscheiden worden van de variabiliteit van de bodemstalen. De resultaten kunnen erop wijzen dat het samenbrengen van de oogstresten in rillen, zonder bedekking door aarde, mogelijks niet voldoende

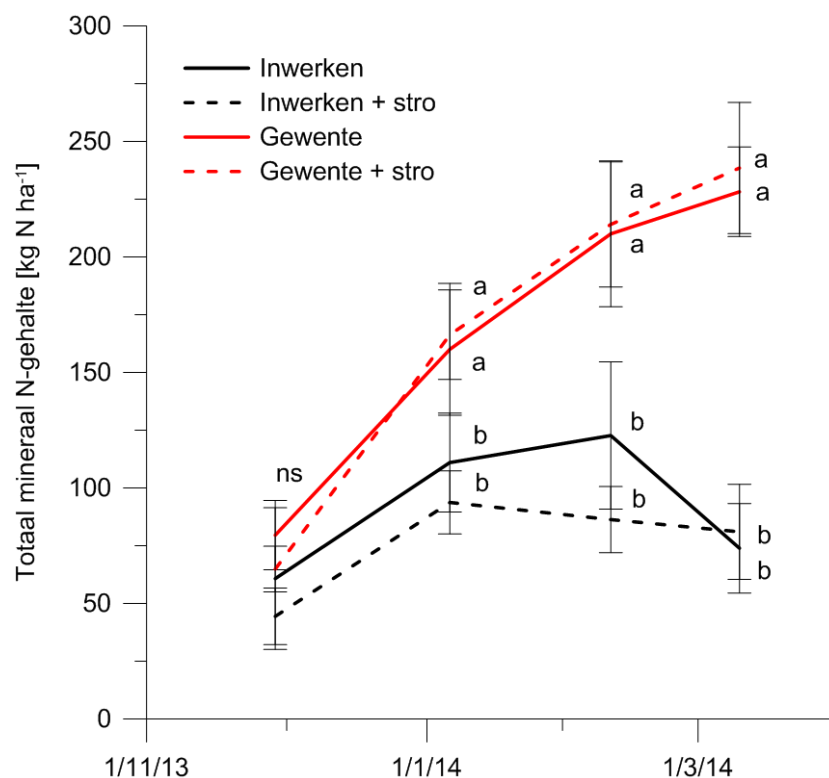
is om bovengrondse N-opslag te bekomen. Dit is echter in tegenstelling tot de proeven waar de oogstresten op gewenten werden getrokken en bedekt met aarde (zie 4.2.2 Gewenten).

Er was slechts een klein verschil in bodem mineraal N-gehalte tussen de behandelingen waar de oogstresten al of niet gemengd werden met graanstro of korrelmaïs wat aangeeft dat de werking van deze immobiliserende materialen beperkt was (Figuur 10). Indien de gemineraliseerde N van de oogstresten in de rillen bleef in plaats van uit te spoelen, zou dit eerder het effect van het op rillen trekken van de oogstresten zijn.

#### 4.2.2 Gewenten

Waar de oogstresten in gewenten werden getrokken, werd het mineraal-N gehalte bepaald door staalname loodrecht in de gewente stalen te nemen op een diepte van 0-30cm, 30-60cm en 60-90cm.

Gedurende de meetperiode (december – april) nam het mineraal N-gehalte voor alle gewenten toe (Figuur 11) wat aangeeft dat de N gemineraliseerd uit de oogstresten gedeeltelijk in de gewenten bleef in plaats van uit te spoelen naar de bodem (Tabel 19). De toename van minerale N in de gewente was niet significant verschillend tussen behandelingen met of zonder bijmenging van graanstro.



Figuur 11: Gemiddeld bodem mineraal N-gehalte [ $\text{kg N ha}^{-1}$ ] na het inwerken of op gewenten trekken van oogstresten bloemkool te Sint-Katelijne-Waver (significante verschillen worden aangegeven via verschillende letters, ns= geen significante verschillen).

Tabel 19:  $\text{NH}_4^+$ - en  $\text{NO}_3^-$ -gehalte van de 0-30cm, 30-60cm en 60-90cm bodemlaag na het inwerken of op gewenten trekken van oogstresten bloemkool te Sint-Katelijne-Waver.

Behandeling	Datum staalname	$\text{NH}_4^+$ -N 0-30cm	$\text{NH}_4^+$ -N 30-60cm	$\text{NH}_4^+$ -N 30-90cm	$\text{NO}_3^-$ -N 0-30cm	$\text{NO}_3^-$ -N 30-60cm	$\text{NO}_3^-$ -N 60-90cm
		kg N ha <sup>-1</sup>					
Inwerken	29/11/2013	10.50	6.41	2.02	17.61	7.38	16.86
	6/01/2014	4.12	3.48	2.85	55.85	28.99	15.71
	10/02/2014	11.57	9.37	2.99	39.53	34.90	24.31
	10/03/2014	6.78	2.63	2.33	23.42	20.74	17.99
Gewente	29/11/2013	11.95	5.66	3.46	26.00	17.99	14.51
	6/01/2014	19.62	7.27	6.17	73.61	33.03	20.33
	10/02/2014	9.71	4.19	2.72	94.04	65.60	33.73
	10/03/2014	9.56	5.29	4.04	113.69	50.45	45.19
Inwerken met stro	29/11/2013	5.65	2.87	1.08	20.55	8.17	6.08
	6/01/2014	5.30	4.20	2.41	47.81	21.06	12.94
	10/02/2014	10.41	4.01	1.59	34.54	22.98	12.78
	10/03/2014	7.24	2.29	2.54	33.46	19.39	16.09
Gewente met stro	29/11/2013	10.65	4.82	2.11	22.24	13.69	11.36
	6/01/2014	15.28	4.26	3.10	89.27	31.45	22.97
	10/02/2014	10.43	5.02	2.58	99.72	64.28	32.04
	10/03/2014	11.86	6.71	6.02	111.49	58.43	43.98

### 4.3 Economische evaluatie

Dit scenario is sterk afhankelijk van de kostprijs van de stabilisatiematerialen. De proefresultaten geven aan dat de bijvoeging van potentieel N- immobiliserende materialen niet noodzakelijk is voor het vastleggen van de N in de gewenten/rillen. Het niet gebruiken van N-immobiliserende materialen zou de financiële meerkost van gewenten of rillen sterk verlagen.

Indien externe materialen werden aangekocht, werd gerekend met de aankooprij van de toeslagmaterialen. Afhankelijk van waar de materialen worden bekomen, moet transport naar het veld worden georganiseerd. De transportkost is niet opgenomen in de module.

Indien het samenbrengen van de oogstresten in rillen kan uitgevoerd worden met een hooikeerder wordt het tijdsgebruik ingeschat op 1 manuur per hectare (Tabel 20).

Tabel 20: partiële budgettering voor module in-situ stabilisatie (op gewenten rillen van oogstresten en tarwestro) t.o.v. de referentie, inwerken van oogstresten.

Verminderde variabele kosten	min	max	Verhoogde variabele kosten	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>			<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	22.5	30	samenbrengen rillen		-15
			toevoegen immobiliserende materialen tarwestro		-22.5
			<i>Immobiliserende materialen(euro/ha)</i>		
			euro/ton)*	-450	-600
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	1.5	2	samenbrengen rillen		-1
			toevoegen immobiliserende materialen tarwestro		-1.5
		min	max		
netto impact (euro/ha) =					
tarwestro		-615	-458		
netto impact (manuren/ha) =					
tarwestro		-1	-0.5		

\*tarwestro Bron: Ruebens et al., 2012

De netto impact van de module met in-situ stabilisatie is een bijkomende variabele kost van 458 tot 615 euro per hectare en een bijkomende tijdsinvestering van 0,5 tot 1 manuren per hectare. Dit scenario is sterk afhankelijk van de kostprijs van de stabilisatiematerialen. Indien geen immobiliserende materialen worden toegediend, wordt een positieve netto impact van 7,5 tot 15 euro per hectare bekomen.

Voor in-situ stabilisatie zijn drie werkgangen nodig. In een eerste werkgang werd 6 ton graanstro op het veld uitgespreid met een stalmeststrooier in 0,75 manuren per hectare met een brandstofkost van 11,25 euro per hectare. Vervolgens worden de bedden met de trekker geploegd en worden voren gemaakt, hetgeen 4 uren per hectare in beslag neemt en 60 euro aan brandstof kost. Tenslotte wordt de kantvoor manueel uitgegraven, hetgeen 2 uren per hectare duurt (Tabel 21).

De netto impact van de module met in-situ stabilisatie is een bijkomende variabele kost van 499 tot 641 euro per hectare en een bijkomende tijdsinvestering van 4,75 tot 5,25 manuren per hectare.

**Tabel 21: partiële budgettering voor module op gewenten trekken van oogstresten en tarwestro t.o.v. de referentie, inwerken van oogstresten.**

<b>Verminderde variabele kosten</b>	min	max	<b>Verhoogde variabele kosten</b>	min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>			<i>Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	22.5	30	toevoegen immobiliserende materialen tarwestro		-11.25
			bedden ploegen + voren		-60
<i>Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>			<i>Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)</i>		
niet inwerken oogstresten	1.5	2	toevoegen immobiliserende materialen tarwestro		-0.75
			bedden ploegen + voren		-4
			kantvoor manueel uitgraven		-2
	min	max			
netto impact (euro/ha) =					
tarwestro	-499	-641			
netto impact (manuren/ha) =					
tarwestro	-5.25	-4.75			

\*tarwestro Bron: Ruebens et al., 2012

Bijkomende vaste kosten voor dit scenario zijn de kost van een stalmeeststrooier en een wenteploeg. De vergangingswaarde van de wenteploeg is gebruikt door PSKW is 6300 euro en de kapitaalskost is 15.8%.

#### 4.4 Praktische haalbaarheid

Het samenbrengen van oogstresten van groenten in gewenten gebeurt reeds bij telers in de regio Sint-Katelijne-Waver. De praktijk kent reeds toepassing waardoor ervaring en kennis reeds beschikbaar zijn. Indien telers vertrouwd zijn met beddenteelt, en hun percelen al zo aanliggen, is dit een makkelijk haalbare techniek. Het aanleggen van gewenten zou kunnen leiden tot een betere waterafvoering van de percelen waardoor vroeger een nieuwe teelt aangelegd kan worden. De techniek wordt echter nog niet elders toegepast en indien een perceel vlakvelds is aangelegd, is deze techniek moeilijker haalbaar.

#### 4.5 Conclusie

Het samenbrengen van oogstresten van groenten in gewenten biedt potentieel om N-verliezen tijdens de winter te voorkomen, waarbij het bedekken van de gewenten of rillen met aarde van doorslaggevend factor lijkt om bovengrondse N-opslag te bekomen. Bijkomend onderzoek waarbij een duidelijk onderscheid gemaakt wordt tussen minerale N-stalen genomen in de gewente/ril en in het onderliggende bodemprofiel is echter nodig om een eenduidige conclusie te kunnen trekken.

## 5. Alternatieve gewasrotaties

Voor de volledige en gedetailleerde beschrijving van de proefopzet en –resultaten wordt verwezen naar Appendix 5. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 5.1 Aangelegde proefvelden

Het potentieel van het inzaaien van een vanggewas of tussenteelt na een teelt groente in het najaar werd geëvalueerd op 3 locaties:

- Zand (Eikevliet, PSKW)
- Zandleem (Handzame, Inagro)
- Leem (Zwevegem, PCG)

De vanggewassen en tussenteelt betroffen Italiaans raigras en winterrogge ingezaaid na een teelt bloemkool (Tabel 22). De vanggewassen worden in het voorjaar volledig ingewerkt. Van de tussenteelt wordt er echter een snede geoogst vóór het inwerken van de overblijvende biomassa. De proefvelden werden aangelegd voor een duur van 22 maanden om twee maal een herfst- en winterperiode te kunnen omvatten. In de langetermijnveldproeven werden de oogstresten op conventionele manier beheerd (achtergelaten op het veld en eventueel ingewerkt). Alternatieve beheerscenario's voor oogstresten van groenten werden bestudeerd in de kortetermijnproeven (Deel 1, paragrafen 1 t.e.m. 4).

Tabel 22: Gewasrotaties aangelegd in de langetermijnproeven te Handzame (zandleem), Zwevegem (leem) en Eikevliet (zand).

Zomer <i>augustus</i>	Najaar	
	<i>september</i>	<i>oktober</i>
Teelt 1	Teelt 2	Teelt 3
groente	vanggewas/ tussenteelt	
groente	groente	vanggewas/ tussenteelt
groente	groente	braak

## 5.2 Proefresultaten

### 5.2.1 Ontwikkeling vanggewas/tussenteelt

Bij inzaai in begin september was de N-opname door Italiaans raigras initieel trager, maar was de N-inhoud bij de oogst uiteindelijk groter dan deze van winterrogge. Indien het inzaaitijdstip vervroegd kon worden naar eind augustus had dit een positief effect op de ontwikkeling en N-opname van het vanggewas (Tabel 23).

**Tabel 23: Verse biomassa en N-gehalte van Italiaans raaigras en winterrogge ingezaaid in de herfst en gemeten in het volgende voorjaar. Standaardafwijking wordt vermeld tussen haakjes.**

Meettijdstip	Gewas	Verse biomassa [ton ha <sup>-1</sup> ]		N-gehalte [kg N ha <sup>-1</sup> ]	
		Voor 01/09	Na 01/09	Voor 01/09	Na 01/09
november	Italiaans raaigras	32 (6)	17 (3)	134 (38)	79 (16)
	winter rogge	31 (1)	21(2)	108 (10)	70 (16)
April	Italiaans raaigras		14 (4)		85 (27)
	winter rogge		-		-

Vroege inzaai van rogge of Italiaans raaigras (eind augustus/ begin september) resulteerde in een significant lager bodem mineraal N-gehalte ten opzicht van het braak laten van het perceel op alle locaties. Dit in tegenstelling tot late inzaai van rogge of Italiaans raaigras (eind november/ december) waar het bodem mineraal N-gehalte niet significant verschillend was ten opzichte van het braak laten van het perceel.

De ontwikkeling van Italiaans raaigras en rogge ingezaaid na oktober was vrijwel verwaarloosbaar tijdens het najaar en de winterperiode. De gewassen kwamen wel tot ontwikkeling in het volgende voorjaar, maar niet tijdens de periode met een hoog risico op nitraatuitspoeling.

### 5.2.2 Nitraatuitspoeling en gasvormige verliezen (modelberekeningen)

Aan de hand van het EU\_Rotate\_N model werd de grootte van de uitspoeling- en gasvormige N-verliezen van de alternatieve gewasrotaties berekend.

Na een groenteteelt in de zomer waren de totale N-verliezen gedurende de winterperiode het laagste bij vroege inzaai van Italiaans raaigras of rogge, gevolgd door het braak laten van het perceel en tot slot een late teelt bloemkool met al of niet een late inzaai van Italiaans raaigras of rogge.

Tijdens de eerste winterperiode (oktober – maart 2012) waren de gasvormige verliezen waar een late teelt bloemkool aanwezig was 5 maal hoger dan waar een vanggewas of tussenteelt in september werd ingezaaid. Voornamelijk in de maand december waren deze verschillen uitgesproken (Tabel 24). Zowel in het eerste als tweede proefjaar was nitraatuitspoeling het hoogst waar een late teelt bloemkool werd opgenomen in de gewasrotatie (Tabel 25, Tabel 26).

Midden december 2012 werd de late teelt bloemkool geoogst en was er veel neerslag wat een verklaring kan vormen voor de hoge gasvormige verliezen. Ook tijdens de winterperiode van het tweede proefjaar werd deze trend waargenomen en waren gasvormige verliezen aanzienlijk lager bij Italiaans raaigras of winterrogge (inzaai op 01/09/2013) ten opzichte van een late teelt bloemkool (plant op 02/08/2013) (Tabel 26).

In het eerste proefjaar was de opkomst en N-opname van het vanggewas of tussenteelt gezaaid na de late teelt bloemkool (inzaai op 26/12/2012) gering. De verschillen in gesimuleerde N-verliezen tussen deze gewasrotaties kunnen toegeschreven worden aan verschillen in bodem minerale N-gehalten aan de start van de proef (Tabel 25).

Tabel 24: Gesimuleerde uitspoeling en gasvormige verliezen (kg N ha<sup>-1</sup>) tijdens december 2012 voor de proefveld te Eikevliet. De standaardafwijking wordt vermeld tussen haakjes.

	<b>Uitspoeling</b>	<b>Gasvormig</b>
Rotatie	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>
Bloemkool	30 (1)	28 (6)
Rogge	30 (-)	3 (-)
Italiaans raaigras	27 (9)	2 (0)

Tabel 25: Gesimuleerde cumulatieve uitspoeling en gasvormige verliezen (kg N ha<sup>-1</sup>) gedurende de periode oktober 2012 tot en met maart 2013 voor het proefveld te Eikevliet (cc = vanggewas, tussen = tussenteelt).

oktober 2012-maart 2013	<b>Uitspoeling</b>	<b>Gasvormig</b>	<b>Totaal N-verlies</b>
Rotatie	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>
Blk - braak	90	52	143
Blk - it r (cc) vroeg	63	8	71
Blk - blk - it r (cc) laat	141	55	196
Blk - it r (tussen) vroeg	71	8	79
Blk - blk - it r (tussen) laat	141	55	196
Blk - rogge (cc) vroeg	83	10	93
Blk - blk - rogge (cc) laat	92	53	144
Blk - blk - braak	90	52	143

Tabel 26: Gesimuleerde cumulatieve uitspoeling en gasvormige verliezen (kg N ha<sup>-1</sup>) gedurende de periode oktober 2013 tot en met maart 2014 voor het proefveld te Eikevliet (cc = vanggewas, tussen = tussenteelt).

oktober 2013 - maart 2013	<b>Uitspoeling</b>	<b>Gasvormig</b>	<b>Totaal N-verlies</b>
Rotatie	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>
Blk - braak	95	23	118
Blk - it r (cc) vroeg	35	12	47
Blk - blk - it r (cc) laat	119	36	155
Blk - it r (tussen) vroeg	24	12	36
Blk - blk - it r (tussen) laat	104	42	146
Blk - rogge (cc) vroeg	44	15	58
Blk - blk - rogge (cc) laat	128	52	180
Blk - blk - braak	141	51	192

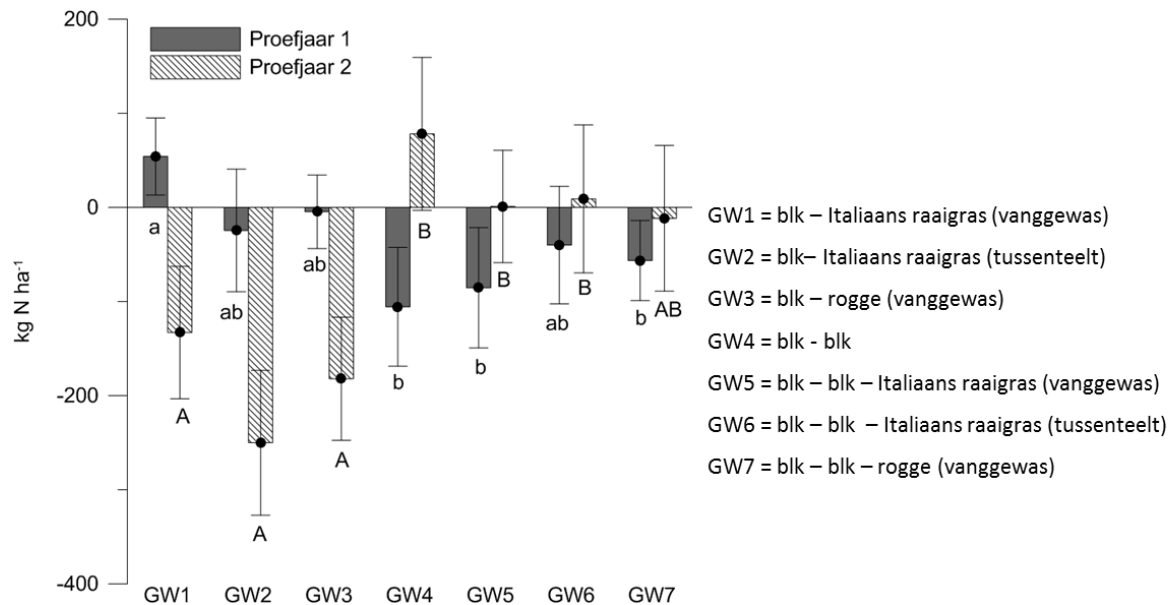
### 5.2.3 N-balans

Voor beide proefjaren op alle proeflocaties was er een overschot op de N-balans voor alle gewasrotaties (289±34 tot 646±38 kg N ha<sup>-1</sup>).

Vroege inzaai van vanggewassen of tussenteelten leidde tot een verlaging van het overschot op de N-balans ten opzichte van het braak laten van het perceel (Figuur 12). Het verschil tussen beide proefjaren onderstreepte het belang van het tijdig inzaaien van de vanggewassen. Er was geen significant verschil op de N-balans tussen de vroege inzaai van rogge of Italiaans raaigras voor alle proeflocaties, hoewel de totale N-opname door Italiaans raaigras telkens hoger was (Tabel 23). Het



maaien van een snede Italiaans raaigras verwijderde bijkomend N van het perceel en verlaagde verder het overschot op de N-balans.



**Figuur 12:** Het relatieve effect per gewasrotatie op de N-balans ten opzichte van de 'bloemkool-braak'-rotatie voor de langetermijnproef te Eikevliet (PSKW).

Een late bloemkool brengt een additionele N-bemesting met zich mee en resulteert opnieuw in een grote hoeveelheid makkelijk afbreekbare biomassa op het veld tijdens de winter. In het eerste proefjaar werd de late teelt bloemkool eind december geoogst waarna een periode van lage temperaturen volgde (gemiddelde dagtemperatuur van 2°C in januari en februari 2013). De mineralisatie van de oogstresten bloemkool werd geremd tijdens de winter en kwam pas tijdens het voorjaar goed op gang. In het tweede proefjaar daarentegen werd de late teelt bloemkool midden november geoogst waarna een zeer zacht najaar en winter volgde (gemiddelde dagtemperaturen >5°C gedurende september 2013 – februari 2014). Hierdoor kon al een aanzienlijk deel van de oogstresten bloemkool mineraliseren tijdens het najaar en de winter wat het risico op N-verliezen verhoogt. De oogstresten van de bloemkolen stierven niet volledig af en konden een deel van de N terug opnemen (vnl. de grote, oudere bladeren stierven af en verteerden tijdens de warme winter, op de stengel vormden zich wel terug nieuwe bladeren).

Een late teelt bloemkool is nog in staat verder N op te nemen tijdens het najaar, maar het inwerken van de N-rijke oogstresten kan leiden tot een verhoging van de N-overschot op de N-balans. De ontwikkeling van een vanggewas of tussenteelt na een late teelt bloemkool was beperkt tijdens het late najaar en de winter. Een hergroei kan plaatsvinden in het volgende voorjaar, maar vermijdt N-verliezen tijdens de winter niet.

## 5.2.4 Scenario-analyse

### 5.2.4.1 Methodiek

Uitspoelings- en gasvormige N-verliezen voor de geëvalueerde alternatieve gewasrotaties werden gesimuleerd met EU\_Rotate\_N voor uiteenlopende scenario's. Per bodemtextuur (leem, klei en zand) werd het effect van enerzijds een koud en droog najaar en winter en anderzijds een warm en nat najaar en winter gesimuleerd. Hierbij werd tevens per locatie enkel een abnormale hoeveelheid

neerslag of enkel abnormale temperaturen gesimuleerd om zicht te krijgen op de invloed van elke factor op de totale N-verliezen die kunnen optreden tijdens het najaar en de winter.

De gesimuleerde periode betrof begin oktober tot en met maart. Volgende scenario's werden gebruikt:

- 'Droog': abnormaal lage hoeveelheid neerslag van oktober t.e.m. maart
- 'Nat': abnormaal hoge hoeveelheid neerslag van oktober t.e.m. maart
- 'Koud': abnormaal lage omgevingstemperatuur in oktober t.e.m. maart
- 'Warm': abnormaal hoge omgevingstemperatuur in oktober t.e.m. maart
- 'Normaal': normale hoeveelheid neerslag en omgevingstemperatuur van oktober t.e.m. maart

Met abnormaal gedefinieerd door het KMI als een fenomeen dat gemiddeld één keer per 6 jaar voorkomt.

De simulaties voor een leem- en zandbodem werden uitgevoerd met een parameterset gekalibreerd via de langetermijnproeven. In het project werden geen veldproeven uitgevoerd op een kleibodem waardoor voor deze bodemtextuur geen kalibratie uitgevoerd kon worden.

#### **5.2.4.2 Simulatieresultaten**

De verschillen tussen de verschillende bodemtexturen in gesimuleerde totale N-verliezen voor de periode oktober t.e.m. maart voor een bepaalde gewasrotatie waren klein ( $<10 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). De totale N-verliezen per gewasrotatie kennen voor alle bodemtexturen volgend verloop:

Bloemkool – vroege inzaai vanggewas < bloemkool – bloemkool – late inzaai vanggewas  
< bloemkool – bloemkool < bloemkool – braak

Deze volgorde bleef behouden bij het voorkomen van een abnormale hoeveelheid neerslag of temperaturen. In een warm en nat najaar namen totale N-verliezen voor alle gewasrotaties toe met 30-40%, in een droog en koud najaar was er een daling van totale N-verliezen van 40-50%.

Een volledige beschrijving van de simulatieresultaten wordt beschreven in Appendix 5, paragraaf 4.

### **5.3 Economische evaluatie**

Inzaai van een vanggewas kan machinaal na het oogsten van de groente en inwerken van de oogstresten. Hierbij is een extra werkgang nodig om het veld klaar te leggen. Inzaaien kostte 22,5 l brandstof en duurde 1,5 manuren per hectare.

**Tabel 27: partiële budgettering voor inwerken van oogstresten met inzaai van een vanggewas ten opzichte van de referentie, inwerken van oogstresten.**

Verminderde variabele kosten	min	max	Verhoogde variabele kost	min	max
Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)			Brandstof en smeermiddelen (euro/ha)		
			zaaien		-15
			Uitgangsmateriaal(euro/ha)		
			zaad rogge (0.75 euro/kg, 100 kg) *		-75
Verminderde arbeidsbehoefte (manuren/ha)			Verhoogde arbeidsbehoefte (manuren/ha)		
			zaaien		-1
	min	max			
netto impact (euro/ha) =		-90			
netto impact (manuren/ha) =		-1			

\*Richtinggevend gemiddelde kostprijs zomer 2011 (INTERREG Vlaanderen)

Machinaal inzaaien van een vanggewas werd op de kleine proefvelden niet getest, maar met deze waarde werd wel gerekend voor de extra tijdsbehoefte. Inagro gaf aan dat deze werkgang 1 manuur per hectare in beslag zou nemen en 15 euro aan brandstof zou kosten. De vervangingswaarde van een zaaimachine (type opbouw op de cultivator) ligt tussen de 4.500 en 10.000 euro met een kapitaalskost van 11% (DLO, 2012).

Het vanggewas kan worden gemaaid en gedroogd waardoor het stro een waarde krijgt, maar deze module wordt hier niet in detail besproken. PCG maaide een snede in het voorjaar met 22,5 l brandstof en 1.5 manuren per hectare.

Indien een vanggewas wordt gezaaid in plaats van een groenteteelt brengt dit aanzienlijk inkomstenverlies mee voor de teler. De bruto-opbrengst voor bloemkool, bleekselder en prei bedraagt respectievelijk ongeveer 12.000; 27.500 en 20.000 euro per hectare.

## 5.4 Mening teler

Het gebruik van vanggewassen is algemeen verspreid onder de telers en bijna 90% van de ondervraagde telers zaait nu reeds vanggewassen in op één van hun percelen. Iets meer dan 51% van de ondervraagden zaait ook een vanggewas in na oogst van een groenteteelt na 15/09. Indien subsidies voor het inzaaien van een vanggewas zouden verhogen, zou 61% van de ondervraagden deze techniek toepassen. Hierbij werd echter niet gespecificeerd of de telers hiertoe nog bereid zouden zijn indien het vanggewas ter vervanging van een groenteteelt zou fungeren. Gezien dit gepaard zou gaan met een groot inkomstenverlies voor de teler is dit hoogstwaarschijnlijk niet haalbaar.

## 5.5 Conclusies

De N-opname van een vanggewas ingezaaid begin september zal lager zijn dan een vanggewas ingezaaid eind augustus, maar kan totale N-verliezen tijdens de winter nog 30-50% verlagen ten opzichte van het braak laten van het veld in een warm najaar. Een late groenteteelt kan tevens verder N opnemen, maar leidt tot de aanwezigheid van N-rijke oogstresten op het veld in de winter. Bij koude omstandigheden waren de totale N-verliezen bij een dubbele groenteteelt 40% lager dan bij inzaai van een vanggewas in september (in plaats van een late groenteteelt). In warme omstandigheden, wanneer N-mineralisatie van de oogstresten snel plaatsvond, waren totale N-verliezen van een dubbele groenteteelt echter bijna 3 maal groot dan de totale N-verliezen na inzaai van een vanggewas in september. De vanggewassen ingezaaid na september slaagden er niet meer in zich te ontwikkelen en de N-opname tijdens de winterperiode was verwaarloosbaar.

## 6. Invloed bodemkwaliteit op N-mineralisatie

### 6.1 Proefopzet

In een vijfjarige veldproef te Meulebeke, met start in het najaar van 2008, werden door middel van verschillende combinaties van bodembewerking en composttoediening verschillen in bodemkwaliteit gecreëerd. Compost werd in de eerste 3 proefjaren in de herfst toegediend aan een dosis van 0, 15 of 45 ton ha<sup>-1</sup>. In het vierde proefjaar was de toegediende compost op basis van oogstresten van sluitkool toegediend in het voorjaar. De bodembewerking in het voorjaar gebeurde kerend of niet-kerend. Drie jaar na het opstarten van de proef waren er significante verschillen in chemische en biologische bodemparameters.

De pH<sub>KCl</sub> van de 0-10 cm bodemlaag was significant hoger waar compost werd toegediend dan waar geen compost werd aangebracht, ongeacht de toedieningsdosis. Bodembewerking had geen significant effect op pH<sub>KCl</sub>. Er was een stijgend organische C-gehalte van de 0-10 cm bodemlaag met toenemende dosis aangebrachte compost, met een significant verschil tussen de plots waar geen en waar 45 ton ha<sup>-1</sup> compost werd toegediend (Scheffe,  $P < 0.01$ ). Tevens was er een significant effect van bodembewerking op de verdeling van organische stof in de 0-30cm bodemlaag. Waar niet-kerende bodembewerking werd toegepast was het C-gehalte significant hoger in de 0-10 cm bodemlaag dan in de 10-30 cm bodemlaag ( $P < 0.001$ ). Voor kerende bodembewerking was er een gelijke verdeling van C tussen de 0-10 cm en 10-30 cm bodemlaag (Tabel 28). In het derde proefjaar was er geen significant effect van composttoediening of bodembewerking op de bulkdichtheid of N-beschikbaarheid van het perceel (Willekens et al., 2013).

**Tabel 28: Gemiddeld bodem organische koolstofgehalte (%) en pH<sub>KCl</sub> voor de beschouwde bodemlagen drie jaar na start van de jaarlijks gedifferentieerde composttoediening en bodembewerking, standaardafwijking vermeld tussen haakjes (TOC = totaal organische koolstof, CT = kerende bodembewerking, RT = niet-kerende bodembewerking; C0, C15, C45 = toediening van respectievelijk 0, 15 en 45 ton compost ha<sup>-1</sup>).**

	Bodemlaag cm	CT	RT	C0	C15	C45
TOC %	0-10	0,88 (0,06)	1,05 (0,13)	0,90 <sup>a</sup> (0,11)	0,95 <sup>ab</sup> (0,11)	1,04 <sup>b</sup> (0,13)
	10 – 30	0,90 (0,08)	0,93 (0,09)	0,87 (0,08)	0,91 (0,10)	0,95 (0,05)
	30 – 60	0,61 (0,05)	0,61 (0,12)	0,59 (0,07)	0,62 (0,13)	0,62 (0,07)
pH <sub>KCl</sub>	0-10	5,7 (0,2)	5,8 (0,4)	5,5 <sup>a</sup> (0,2)	5,9 <sup>ab</sup> (0,4)	5,9 <sup>b</sup> (0,1)
	10 – 30	5,9 (0,3)	6,1 (0,3)	5,8 (0,3)	6,0 (0,3)	6,1 (0,1)
	30 – 60	6,0 (0,2)	6,0 (0,3)	5,9 (0,2)	6,1 (0,3)	6,1 (0,2)

Op dit perceel werden in 2013 na de oogst van aardappelen gewasresten van prei ingewerkt in de 0-10cm bodemlaag om de invloed van bodemkwaliteit op N-vrijstelling uit deze oogstresten te evalueren (Figuur 13, Tabel 29). De preiresten betroffen in hoofdzaak blad afkomstig van het schonen van prei (Tabel 30). Op een gedeelte van de plots waar geen compost werd toegediend en kerende bodembewerking werd uitgevoerd, werden geen oogstresten van prei ingewerkt en dit fungeerde als controlebehandeling. Na inwerken van de gewasresten werd er wintertarwe gezaaid.

De hoeveelheid neerslag was bijna dubbel zo hoog in oktober 2013 als de normale maandelijkse hoeveelheid voor oktober. De toplaag van het proefveld verslempte wat leidde tot een slechte en onregelmatige opkomst van de tarwe. Figuur 14 toont de structuurdegradatie aan het bodemoppervlak.



Figuur 13: Inwerken van oogstresten prei op de veldproef bodembeheer op 02/10/2013.



Figuur 14: Het proefveld op 17 oktober 2013 (links) en 6 januari 2014 (rechts).



Tabel 29: Proefinformatie van de 'bodemkwaliteit- veldproef te Meulebeke

<i>Bodemtextuur</i>	zandleem
<i>Inwerken oogstresten</i>	02/10/2013
<i>Dosage oogstresten</i>	30 ton ha <sup>-1</sup> ; 76 kg N ha <sup>-1</sup>
<i>Bodembeheer voorgaande 5 jaar</i>	(i) kerende bodembewerking 0 ton compost ha <sup>-1</sup> 15 ton compost ha <sup>-1</sup> 45 ton compost ha <sup>-1</sup> (ii) niet-kerende bodembewerking 0 ton compost ha <sup>-1</sup> 15 ton compost ha <sup>-1</sup> 45 ton compost ha <sup>-1</sup>
<i>Partner</i>	ILVO

Tabel 30: Gemiddelde biomassa, N-, en P-gehalte (4 herhalingen) van de oogstresten prei in de 'bodemkwaliteit'-proef te Meulebeke. De standaardafwijking wordt vermeld tussen haakjes.

Oogstrest	Biomassa	N	P	N:P
	ton ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	-
<b>Prei bladeren</b>	30	76 (5)	7 (1)	10,6 (5,1)

## 6.2 Proefresultaten

Er was geen significante invloed van de voorgaande bodembewerking of composttoediening op het bodemvochtgehalte tijdens de veldproef bodembeheer. Het gravimetrisch vochtgehalte bedroeg 14,2±0,4% tijdens de eerste meting, nam vervolgens toe tot 17,4±0,7% en bleef hierna op eenzelfde niveau gedurende de proefperiode.

Ondanks het inwerken van de oogstresten prei (76 kg N ha<sup>-1</sup>) werd er geen toename in het bodem mineraal N-gehalte geobserveerd en was er geen significant verschil waar geen (controle, K:C0) en wel (K:C0) oogstresten prei werden ingewerkt (Figuur 15). Het EU\_Rotate\_N model werd toegepast om de N-mineralisatie uit de oogstresten prei aan de hand van een vergelijking tussen 'K:C0' en 'controle, K:C0' in te schatten en bedroeg 42,2 kg N ha<sup>-1</sup> over de volledige proefperiode.

Uit de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -gehaltenes van de 0-30cm, 30-60cm en 60-90cm bodemlaag van de objecten waar oogstresten prei werden ingewerkt, bleek voornamelijk in oktober en november een uitspoeling van NO<sub>3</sub><sup>-</sup> naar diepere bodemlagen op te treden. Deze uitspoeling kan een afvlakkend effect hebben gehad op het totaal bodem mineraal N-gehalte.

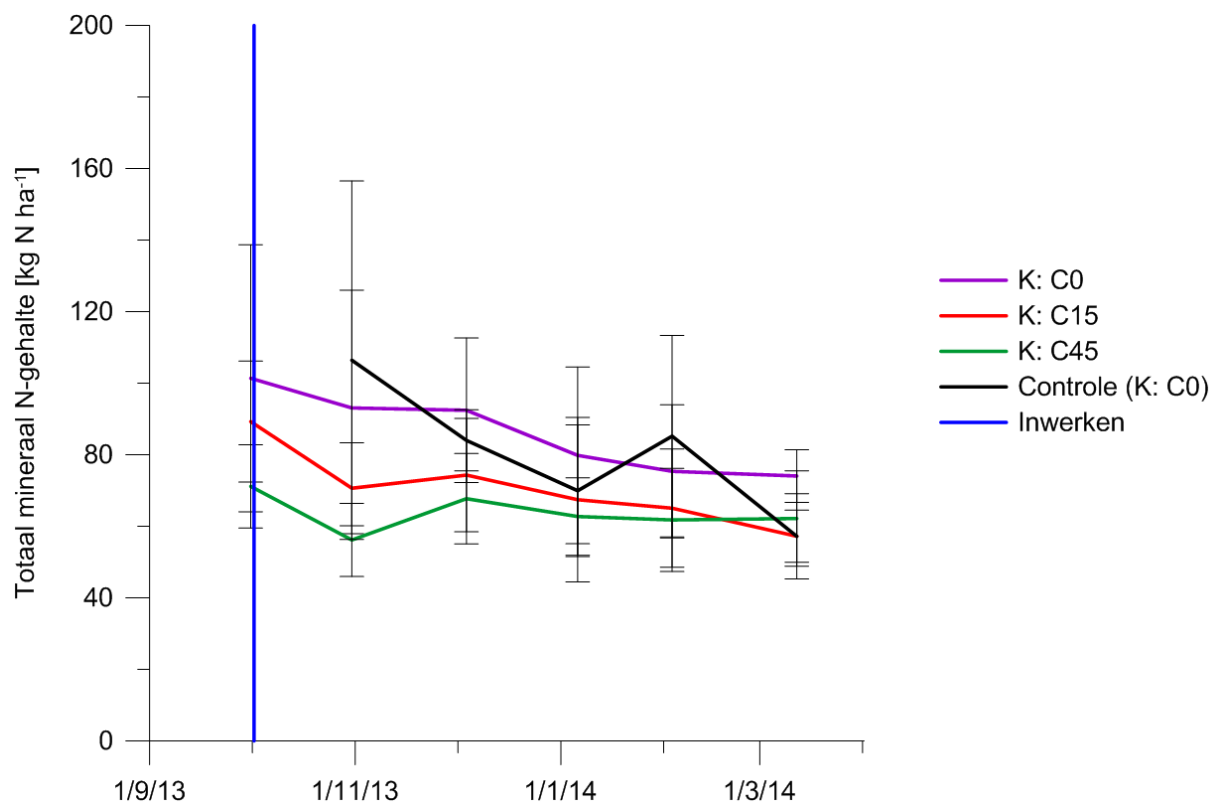
De verhouding NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/ NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in de 0-90cm bodemlaag was hoog en vertoonde een toenemende trend gedurende de meetperiode (Tabel 31). November 2013 werd gekenmerkt door een abnormaal

hoge neerslag wat de vorming van anaerobe microsities, en remming van nitrificatie, bevordert kan hebben. Anaerobe microsities kunnen geleid hebben tot een toename van denitrificatie wat tevens een verklaring kan vormen voor de afwezigheid van N-toename in het bodemprofiel na inwerken van de oogstresten prei.

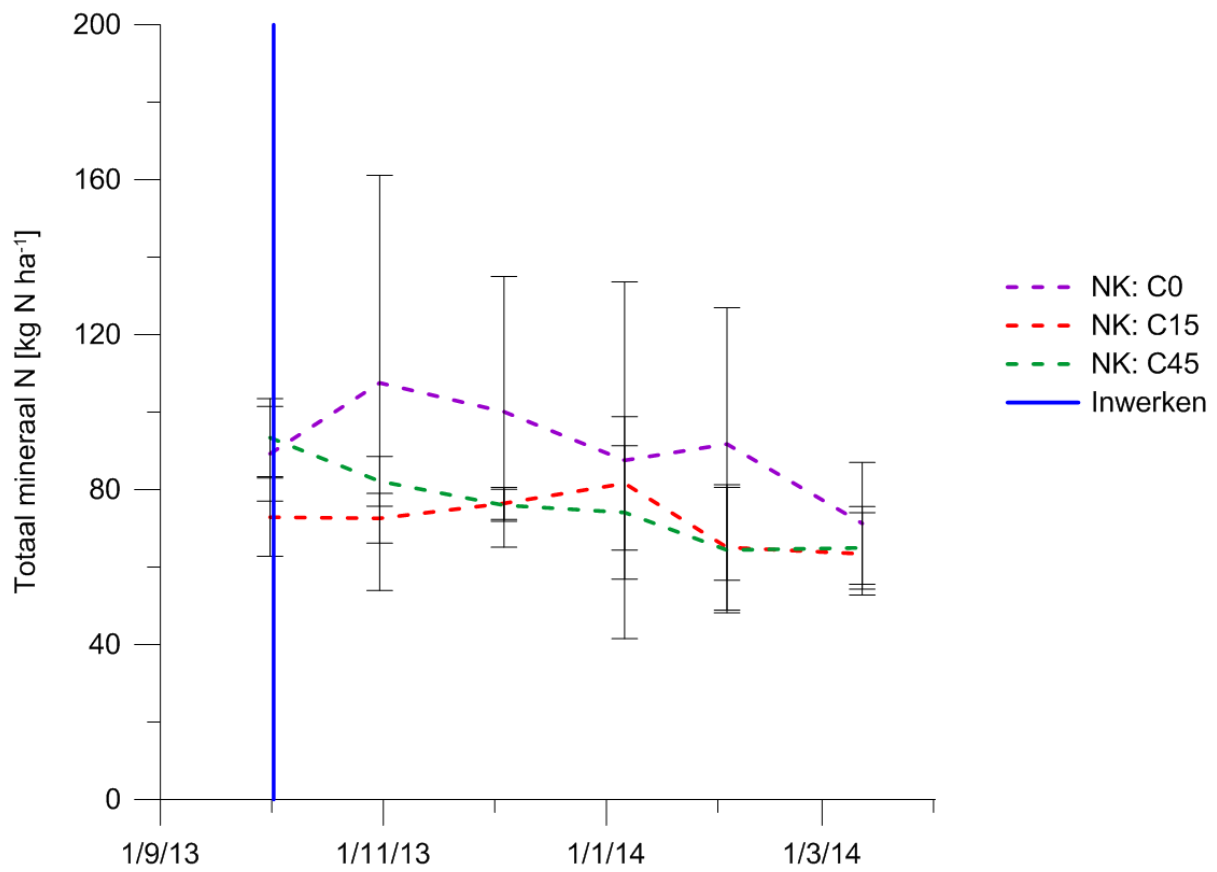
Na het inwerken van de oogstresten prei werden geen significante verschillen in bodem mineraal N-gehalte geobserveerd wanneer al of niet compost werd toegediend in de voorgaande proefjaren. Er was wel een trend tot een lager bodem mineraal N-gehalte wanneer compost was toegediend, onafhankelijk van de toegediende dosis (15 of 45 ton ha<sup>-1</sup>). Het type bodembewerking had geen invloed op de N-mineralisatie uit de oogstresten prei (Figuur 15, Figuur 16, Figuur 17).

Tabel 31: Verhouding van NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N op NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in de 0-90cm bodemlaag in de 'bodemkwaliteit'-veldproef.

DATUM	Niet-kerend			Kerend			controle
	C0	C15	C45	C0	C15	C45	
1/10/2013	0,2 (0,0)	0,3 (0,1)	0,3 (0,2)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)	0,5 (0,1)	0,2 (0,1)
31/10/2013	0,7 (0,3)	0,6 (0,2)	0,6 (0,6)	0,4 (0,2)	0,5 (0,2)	1,1 (0,7)	0,3 (0,2)
4/12/2013	1,2 (0,7)	1,6 (0,8)	1,3 (0,9)	1,1 (0,5)	1,4 (1,3)	2,2 (0,8)	0,5 (0,3)
6/01/2014	1,7 (1,6)	2,3 (1,0)	1,6 (1,5)	1,5 (0,7)	1,7 (1,2)	3,0 (1,8)	0,8 (0,5)
3/02/2014	1,5 (1,0)	1,7 (0,9)	1,9 (1,8)	1,6 (1,0)	1,9 (1,2)	3,1 (1,6)	0,7 (0,5)
12/03/2014	1,1 (0,8)	1,7 (0,5)	1,9 (1,8)	2,5 (1,3)	2,8 (1,6)	3,2 (2,1)	0,9 (0,6)

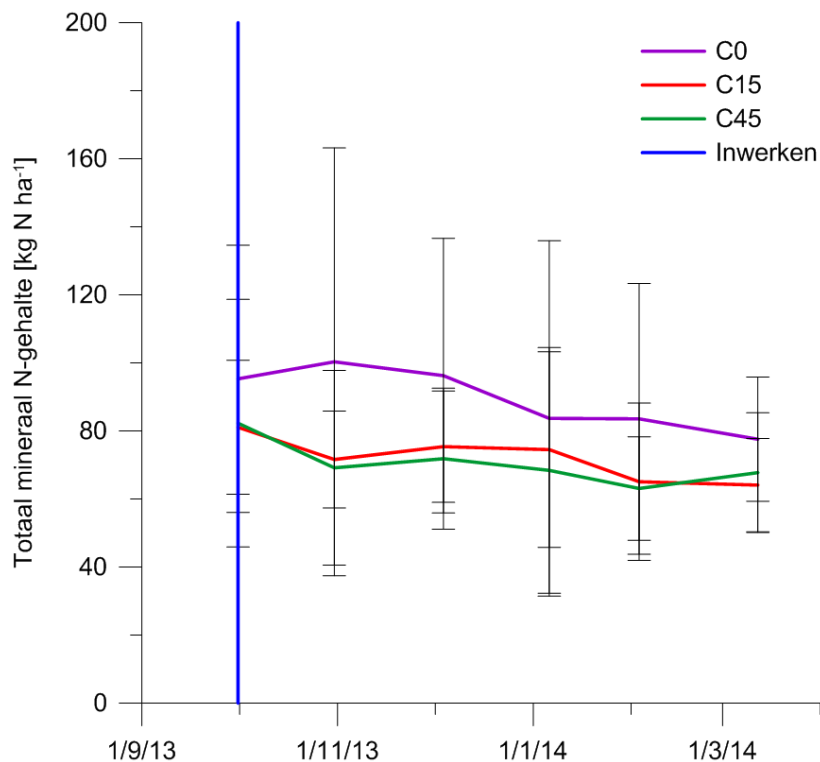


Figuur 15: Gemiddeld bodem mineraal N-gehalte met standaardafwijking (n=4) na inwerken van preiresten van de plots waar in 4 voorgaande jaren kerende bodembewerking met een verschillende composttoediening werd toegepast (K=kerend, C0 = geen toediening compost, C15 = 15 ton compost ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>; C45 = 45 ton compost ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>).



Figuur 16: Gemiddeld bodem mineraal N-gehalte met standaardafwijking (n=4) na inwerken van preiresten van de plots waar in 4 voorgaande jaren niet-kerende bodembewerking met een verschillende composttoediening werd toegepast (NK= niet-kerend, C0 = geen toediening compost, C15 = 15 ton compost ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>; C45 = 45 ton compost ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>).





Figuur 17: Gemiddeld bodem mineraal N-gehalte met standaardafwijking (n=4) na inwerken van preiresten als gemiddelde van de plots waar kerend of niet-kerende bodembewerking werd uitgevoerd met een verschillende composttoediening werd toegepast (NK= niet-kerend, C0 = geen toediening compost, C15 = 15 ton compost ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>; C45 = 45 ton compost ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>).

### 6.3 Conclusie

Het herhaaldelijk toepassen van niet-kerende bodembewerking had geen significante invloed op de N-mineralisatie uit ingewerkte oogstresten van prei. Het bodem mineraal N-gehalte na het inwerken van de oogstresten van prei was niet significant verschillend tussen de objecten met al of niet meerjarige composttoediening (jaarlijks 0, 15 of 45 ton ha<sup>-1</sup>). Er was echter wel een trend tot lagere bodem minerale N-gehaltenes waar in de voorgaande jaren compost werd toegediend, ongeacht de toedieningsdosis. Composttoediening lijkt het risico op nitraatuitspoeling tijdens de winterperiode niet te verhogen en het type bodembewerking was ook niet bepalend voor dat risico.

## 7. Samenstelling oogstresten van groenten

Op basis van de gewasanalyses van de oogstresten bekomen via de veldproeven kan een overzicht van de gemiddelde verse biomassa en nutriëntgehalte van oogstresten van bloemkool, voor industrie en versmarkt, bleekselder, prei en witte kool opgesteld worden (Tabel 32).

Tabel 32: Biomassa, drogestofgehalte, C-, N-, en P-gehalte van oogstresten bloemkool bestemd voor industrie, bloemkool bestemd voor versmarkt, bleekselder, prei en witte kool (standaardafwijking wordt tussen haakjes vermeld, VM= verse massa, DS= drogestof).

	Onderdeel	Biomassa ton VM ha <sup>-1</sup>	DS %	C g kg <sup>-1</sup> DS	N g kg <sup>-1</sup> DS	P g kg <sup>-1</sup> DS	C:N -	N:P -
<b>Bloemkool voor industrie</b>	marktbaar	39 (10)	5,8 (3,2)	471,6 (104,0)	37,2 (6,3)	6,2 (1,3)	12,7 (2,2)	6,0 (1,5)
	bladeren	34 (13)	8,8 (5,0)	491,5 (120,5)	39,4 (6,4)	5,8 (1,2)	12,5 (1,8)	6,8 (1,8)
	stronk	10 (5)	10,6 (6,7)	525,0 (152,4)	28,0 (6,0)	5,1 (1,3)	18,8 (3,4)	5,5 (0,9)
<b>bloemkool voor versmarkt</b>	marktbaar	23 (4)	7,1 (1,3)	488,1 (130,0)	46,0 (6,1)	6,1 (1,7)	10,6 (1,4)	7,6 (1,2)
	bladeren	22 (9)	20,7 (10,1)	532,8 (149,5)	32,8 (12,6)	4,4 (1,3)	16,3 (3,9)	7,5 (1,8)
	stronk	6 (3)	14,9 (3,2)	643,9 (202,8)	28,8 (5,6)	3,9 (2,2)	22,4 (4,1)	7,4 (2,3)
<b>Bleekselder</b>	blad	21 (-)	19,6 (5)	505,9 (109,0)	29,0 (11,9)	2,5 (0,8)	17,4 (4,3)	11,6 (1,7)
<b>Prei</b>	afgesneden topbladeren	15 (1)	8,8 (-)	-	40,5 (-)	3,8 (-)	-	10,8 (-)
	oogstresten preiwas	11 (1)	8,8 (-)	-	18,3 (-)	1,8 (-)	-	10,4 (-)
	stengel preiplant	72 (2)	6,8 (-)	-	24,8 (-)	2,2 (-)	-	11,2 (-)
<b>Witte kool</b>	bladeren en stronk	63 (15)	12,4 (0,2)	448,3 (44,8)	22,3 (0,5)	3,5 (0,1)	20,1 (2,1)	6,4 (0,2)

# Valorisatie van oogstresten

## 8. Composteren van oogstresten van groenten

De evaluatie van het composteren van oogstresten van groenten werd uitgevoerd met oogstresten van prei en witte kool. Hierbij werd ook de mogelijkheid tot het gebruik van alternatieve structuurrijke materialen geëvalueerd. Een volledige en gedetailleerde beschrijving van de proefopzet en –resultaten wordt gegeven in Appendix 8. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 8.1 Proefopzet

De oogstresten van groenten werden gemengd met structuurrijke materialen en samengebracht op rillen om een composteringsproces op gang te brengen (Figuur 18). In het eerste proefjaar werden twee composthopen opgezet met oogstresten van prei of witte kool, gemengd met stro, houtsnippers, houtschors en maïsstro (Tabel 33). De oogstresten van witte kool werden machinaal verzameld en waren verontreinigd met een hoog gehalte aan aarde. In het tweede proefjaar werd de mogelijkheid van het gebruik van alternatieve en goedkopere structuurmaterialen bij de compostering van preiresten onderzocht (Tabel 34) en werden de hopen opgezet op basis van een gelijk volume aan alternatieve structuurrijke materialen en stro. Bij de extra composteerproef in het tweede jaar werd het composteren van prei op de kopakker vergeleken met het composteren op een verharde ondergrond, en dit voor een gelijke samenstelling van het uitgangsmengsel (% verdeling op droge stofbasis: 35% prei, 45% houtsnippers, 10% stro en 10% vers gras).



Figuur 18: De composthopen aangelegd in het eerste (links) en tweede proefjaar (rechts).

Tabel 33: Composthopen ter evaluatie van het composteren van oogstresten van groenten

Proefjaar	Composthoop	vers volume per hoop [%]					Oogstresten groente	Totaal
		houtsnippers	graanstro	houtschors	maïsstro			
1	Prei	19,1	26,5	24,3	14,9	15,2	<b>100</b>	
	Witte kool	12,5	20,8	15,5	9,7	41,4	<b>100</b>	

Tabel 34: Composthoopen ter evaluatie van het gebruik van alternatieve structuurrijke materialen

Proefjaar	prei	vers volume per hoop [%]						
		roggestro	houtsnipper	chopper	tomatensubstraat	aardbeisubstraat	houtschors	totaal
2	17	28	44				11	100
	17	28		44			11	100
	17	28			44		11	100
	17	28				44	11	100

De rillen waren ongeveer 12 m lang en 3 m breed en werden bedekt met een compostdoek. Compostering werd stopgezet na 3 maanden. Noodzaak om te keren werd bepaald op basis van het temperatuursverloop en CO<sub>2</sub>-metingen in de composthoop. De vereiste om te keren was het grootst kort na opzet, waarbij de temperatuur boven de 65°C opliep en CO<sub>2</sub>-concentraties, in het tweede proefjaar, boven 20%.

## 8.2 Samenstelling eindproducten

### 8.2.1 Proefjaar 1

De compostkwaliteit van beide composten in het eerste proefjaar was laag. Dit kan mogelijk verklaard worden door een te laag gehalte aan makkelijk afbreekbaar materiaal voor de composthoop met oogstresten van prei (Tabel 33) en een te hoge hoeveelheid aarde aanwezig bij de oogstresten van witte kool. Dit resulteerde in compost met een lage stabiliteit en een laag organische stofgehalte (Tabel 35).

Tabel 35: Eindsamenstelling van de compost op basis van oogstresten van prei en witte kool aangelegd in het eerste proefjaar (gezeefde fractie <1cm).

Parameter	eenheid	Composthoop prei	Composthoop witte kool	Federale norm
Drogestof gehalte	% / vers	40	47	≥ 50
Organische stof gehalte	% / droge stof	36	27	
Organische stof gehalte	% / vers	14	13	≥ 16
C:N	-	25	22	
Oxygen Uptake Rate	mmol/kg OS/uur	11	10	≤ 15

### 8.2.2 Proefjaar 2

Bij de composteerproef in het tweede jaar werden composten met een hogere kwaliteit geproduceerd op basis van de gewasresten van prei. Opvallend was voornamelijk het hogere OS-gehalte op droge stofbasis (Tabel 36). Het DS-gehalte lag onder de norm van 50% wat mogelijk gerelateerd kan zijn aan de hoge OS-gehalten van de composten: hoe hoger het OS-gehalte, hoe meer water de compost kan vasthouden. De minerale N-gehalten lagen hoger en de Oxygen Uptake Rate van de composten waren tevens lager in het tweede proefjaar t.o.v. het eerste proefjaar wat aangeeft dat de composten stabielere waren.

**Tabel 36: Eindsamenstelling van de composten op basis van oogstresten van prei en alternatieve structuurrijke materiaal aangelegd in het tweede proefjaar (gezeefde fractie <1cm).**

Parameter	eenheid	Composten	Federale norm
Drogestof gehalte	% / vers	26 - 32	≥ 50
Organische stofgehalte	% / droge stof	48-71	
Organische stofgehalte	% / vers	15 - 17	≥ 16
C:N	-	22 - 28	
Elektrische geleidbaarheid	μS/cm	247 – 436	
pH <sub>H2O</sub>	-	7,4 – 8,7	6,5 – 9,5
Oxygen Uptake Rate	mmol/kg OS/uur	3 - 7	≤ 15

Het nutriëntengehalte van de composten reflecteerde de samenstelling van de uitgangproducten. De compost op basis van teeltsubstraat van tomaat had de hoogste concentraties aan totale nutriënten (behalve voor Mg) omdat het gebruikte substraat ook zeer rijk was aan nutriënten, wat waarschijnlijk te wijten was aan de toevoeging van minerale meststoffen tijdens de tomatenteelt.

### 8.2.2 Proefjaar 2: extra composteerproef

Bij de extra composteerproef in het tweede jaar werd een gelijkaardige kwaliteit geproduceerd op basis van de gewasresten van prei als bij de proef met de verschillende structuurmaterialen (Tabel 37). Composteren op een betonnen ondergrond resulteerde echter in een compost met een hoger organische stofgehalte (op droge stofbasis).

**Tabel 37: Eindsamenstelling van de composten op basis van oogstresten van prei en alternatieve structuurrijke materiaal aangelegd in het tweede proefjaar (gezeefde fractie <1cm).**

Parameter	eenheid	Compost op beton	Compost op kopakker	Federale norm
Drogestofgehalte	% / vers	49	59	≥ 50
Organische stofgehalte	% / droge stof	64	49	
Organische stofgehalte	% / vers	32	29	≥ 16
C:N	-	19.2	21.9	
Elektrische geleidbaarheid	μS/cm	1009	872	
pH <sub>H2O</sub>	-	8,7	9,2	6,5 – 9,5
Oxygen Uptake Rate	mmol/kg OS/uur	4,2	2,9	≤ 15

### 8.3 Massabalans

De massa van het uitgangsmateriaal, het uitgangsmengsel en de compost aan het einde van het proces werden bepaald, wat toelaat de N-verliezen tijdens het composteringsproces te begroten. Omwille van een technische storing bij afweging van de uitgangsmengsels in het eerste proefjaar kan enkel een semi-kwantitatieve inschatting gemaakt worden van deze composthopen en waren N-verliezen tijdens het composteren van de composthopen van het eerste proefjaar kleiner dan 10%.

In het tweede proefjaar bleken de N-verliezen van de hoop met houtsnippers en heidechopper duidelijk lager te zijn (<12% van initiële hoeveelheid N ging verloren) dan bij de hopen met de resten van tomaten- of aardbeiensubstraat (20% of meer van initiële hoeveelheid N ging verloren).

## 8.4 Economische evaluatie

### 8.4.1 Boerderijcompostering

Voor de economische evaluatie van het composteren van oogstresten van groenten werd gebruik gemaakt van de gegevens van de composthopen aangelegd in het eerste proefjaar.

In de kostprijsberekening werd de prijs van de toeslagmaterialen beschouwd als aangekocht materiaal of geoogst product, inclusief de arbeidskost voor het oogsten. Dat betekent dat in deze module geen bijkomende arbeidskosten of vaste kosten in rekening zijn gebracht. Daarnaast werd ervan uit gegaan dat de oogstresten reeds op het bedrijf aanwezig zijn. Er werden in deze modules dus geen kosten gerekend voor het ophalen van oogstresten of toeslagmaterialen. Een samenvatting van de kostprijs voor composteren per ton oogstresten wordt gegeven in Tabel 6.

De prijs voor de bruine materialen was bepalend voor de prijs van de module boerderijcompostering. In de composteerproef in het tweede projectjaar werd door ILVO alternatieve bruine materialen zoals heidechopper, aardbeisubstraat en tomatensubstraat met succes gebruikt ter vervanging van houtsnippers. De kosten per ton was 12,8 euro per ton heidechopper, 23,7 euro per ton aardbeisubstraat en het tomatensubstraat was gratis. Deze materialen kunnen de prijs voor boerderijcompostering sterk drukken, zeker in vergelijking met de kostprijs van 100 euro per ton houtsnippers.

Per ton oogstresten werd respectievelijk 1,86 en 1,90 ton compost van koolresten en preiresten geproduceerd. In tegenstelling tot industriële compostering wordt boerderijcompost niet gezeefd, maar wordt de volledige compost als bodemverbeteraar gebruikt. Compost kan op het land worden uitgereden om de nutriënten terug in de bodem te brengen of kan worden verkocht. De verkoopprijzen voor compost variëren tussen 6,5 en 12 euro per ton (DLO, 2012). Deze verkoopprijs werd niet opgenomen in de module.

Mogelijke bijkomende vaste kosten zijn de aanschaf van een keermachine voor de compostering, een digitale thermometer, een CO<sub>2</sub>-meter en composteerdoeken. De gebruikte composteerder kost 33082 euro, de digitale thermometer 245 euro, de CO<sub>2</sub>-meter 420 euro en de composteerdoeken 24 euro per ton oogstresten, met een afschrijvingstermijn van respectievelijk 10, 5, 5 en 5 jaar. Bij een rente van 3,3% (DLO, 2012) bedraagt de jaarlijkse kapitaalskost (afschrijving en rente) 13,3% voor de composteerder en 8,3% voor de thermometer, CO<sub>2</sub>-meter en composteerdoeken.

Tabel 38: Kostenberekening voor boerderijcompostering.

Variabele kosten (euro/ton oogstrest)		min	max
<i>Brandstof en smeermiddelen (15 euro/u)</i>			
Verbruik opzetten en omzetten composthoop			-0,7
Verbruik tractor compostkeerder bij keren			-15,1
<i>Toeslagmaterialen</i>		<i>(ton per ton oogstrest)</i>	
Houtschors (9.72 en 17.5 euro/ton)	0,38	-3,7	-6,7
Tarwestro (75 en 100 euro/ton)	0,03	-2,0	-2,6
Korte omloophout (zelf oogsten 60 euro/ton en aankopen 100 euro/ton)	0,44	-26,6	-44,3
Restplant korrelmaïs (zelf oogsten = 15 euro/ton)	0,49	-7,3	-7,3
<b>Arbeidsbehoefte (manuren/ton oogstresten)</b>			
Temperatuur, CO2 en vochtgehalte opvolgen per ril	3.6 u per ril		-3,60
Keren	2.2 min per ton per keer 8x keren		-0,29
Opzetten materiaal per composthoop	17.4 min per ton		-0,29
Inmengen oogstresten composthoop	8.7 min per ton		-0,14
<b>Totalen</b>		<b>min</b>	<b>max</b>
totale variabele kost (euro/ton oogstresten)		-55	-77
totale arbeidsbehoefte (manuren/ton oogstresten)			-4,3

#### 8.4.2 Afvoeren naar een composteerinstallatie

Uit een bevraging bij vergisting- en composteerbedrijven (Appendix 6.8) bleek dat de prijzen die verwerkende bedrijven willen ontvangen of betalen per ton oogstresten sterk afhankelijk zijn van bedrijf tot bedrijf. GFT-composteerbedrijven gaven aan een gate fee van 65 euro per ton oogstresten te vragen. De vervuiling van oogstresten met grond is een knelpunt voor de verwerking. Voor witte kool, bloemkool bestemd voor de versmarkt en industrie en prei werd de kost voor het verwerken van de oogstresten vergeleken (Tabel 39). In deze modules werden geen transportkosten in rekening gebracht.

Tabel 39: vergelijkende tabel met van modules voor verwerking van afgevoerde oogstresten (euro per hectare).

	Witte kool	Bloemkool versmarkt	Bloemkool industrie	Prei
gemiddelde oogstresten (ton/ha)	71	15	39	15
<b>Variabele kosten</b>				
inkuilen	-1020	-148	-560	-148
boerderijcomposteren	-4686	-990	-2574	-990
afvoeren compostering	-4615	-975	-2535	-975
afvoeren vergisting	-1420	-300	-780	-300
<b>Arbeid (manuren per ha)</b>				
inkuilen	-24.9	-5.3	-13.7	-5.3
boerderijcomposteren	-55.4	-14.6	-32.1	-14.6

#### 8.5 Conclusie

Aan de hand van de compostproeven blijkt dat de zuiverheid of het gehalte aan aarde aanwezig op de oogstresten van groenten van belang is voor een goed verloop van het composteringsproces en de uiteindelijke compostkwaliteit. In het tweede proefjaar werd op basis van oogstresten van prei compost bekomen van een goede kwaliteit. Uit deze proef kan besloten worden dat heidechopper, en gebruikt tomaten- of aardbeisubstraat als alternatieve (en goedkopere) structuurrijke materialen gebruikt kunnen worden in de compostering van oogstresten van groenten. Het toevoegen van prei

tijdens de compostering bleek ook mogelijk, waardoor de teler prei kan toevoegen aan de composthoop in functie van de beschikbaarheid van de gewasresten.



## 9. Inkuilen van oogstresten van groenten

Een volledige en gedetailleerde beschrijving van het inkuilen van oogstresten van groenten wordt gegeven in Appendix 9. De economische evaluatie wordt beschreven in Appendix 10.

### 9.1 Proefopzet

Het inkuilen van oogstresten van groenten werd uitgevoerd met oogstresten van prei, bleekselder, witte kool en bloemkool. In een eerste fase werden deze oogstresten gemengd met restplant van korrelmaïs (maïsstro) in een 1:1 volumeverhouding en ingekuild in speciale inkuilemmers (15 liter) van Agriton (Figuur 19). De oogstresten van selder, prei en bloemkool scoorden het best op vlak van de mogelijke toepassing als bodemverbeterend middel en als voedertoepassing. In een tweede fase werd daarom gekozen voor deze oogstresten. Doel was enerzijds om de resultaten van de eerste proeven te bevestigen met materiaal van een ander proefveld, en anderzijds om te testen of het aandeel aan gewasresten van groenten in het kuilmengsel verhoogd kon worden (Tabel 40)). De gewasresten werden in de eerste en tweede fase versneden tot respectievelijk <5 cm en <3cm.



Figuur 19: Kuilemmer met oogstresten selder (links) en afgesloten kuilemmers (rechts).

Tabel 40: Procentuele samenstelling van de kuilemmers

Proefjaar	Behandeling	Gewicht		Volume	
		% gewasrest	% maïsstro	% gewasrest	% maïsstro
1	witte kool	76	24	50	50
	selder	47	53	50	50
	prei	61	39	50	50
	bloemkool	64	36	50	50
2	selder	69	31	50	50
	prei	100	0	100	0
		82	18	75	25
		69	31	60	40
bloemkool	85	15	76	24	

### 9.2 Samenstelling eindproduct

De oogstresten prei en selder waren het best samendrukbaar wat aanleiding gaf tot meer anaerobe sites in de kuil en finaal een hogere kuil kwaliteit. Dit werd weerspiegeld in een lagere pH en hoger gehalte aan vluchtige vetzuren. De oogstresten witte kool werden machinaal verzameld en bevatten veel aarde wat nadelig was voor de kuil kwaliteit en resulteerde in een laag organische stof- en N-gehalte van het ingekuide eindproduct (Tabel 41).

**Tabel 41: Samenstelling van de kuilen van het eerste proefjaar (verhouding oogstresten: restplant korrelmaïs = 1:1)**

Kuil	pH <sub>H2O</sub>	Droge stof [%/ verse stof]	Organische stof [%/ droge stof]	Totale N [%/droge stof]	C:N
	-				-
Prei	4,2	16,5	73	1,34	31
Bleekselder	3,8	17,4	79	1,15	38
Bloemkool	5,0	12,7	76	1,71	25
Witte kool	5,2	25,6	33	0,87	21

Ook in de tweede fase hadden de kuilen met oogstresten van prei de laagste pH (Tabel 42). De samenstelling van de uitgangsmaterialen werd gereflecteerd in de samenstelling van het ingekuilde eindproduct. Het organische stof gehalte bedroeg tussen de 63 en 89%/DS en was het laagst voor de kuil op basis van selder. De N- en P-gehalten daalden met een toenemend aandeel restplant van korrelmaïs in de kuil. De NH<sub>4</sub>-N-concentraties van de kuilen van de tweede fase waren hoger wat wijst op meer anaerobe omstandigheden.

Bij hoger aandeel prei in het kuilmengsel nam de kuilkwaliteit af en nam het belang van de sapverliezen toe. De kuilen met bloemkool en selder hadden een lagere kwaliteit, de gebruikte oogstresten van selder en bloemkool in het tweede proefjaar waren ook veel minder vers dan de oogstresten die in het eerste proefjaar ingekuild werden.

**Tabel 42: Samenstelling van de kuilen van het tweede proefjaar (de verhouding oogstresten: restplant korrelmaïs wordt gegeven tussen haakjes)**

Kuil	pH <sub>H2O</sub>	Droge stof [%/ verse stof]	Organische stof [%/ droge stof]	Totale N [%/droge stof]	C:N
	-				-
selder (50/50)	5,0	28,3	63	1,7	21
prei (100/0)	3,8	8,1	78	4,3	10
prei (75/25)	4,2	9,6	89	3,0	17
prei (60/40)	4,4	10,6	89	2,4	20
bloemkool (75/25)	5,5	10,8	79	3,2	14

## 9.3 Gebruikswaarde van het ingekuilde product

### 9.3.1 Bodemverbeteraar

De ingekuilde mengsels zijn een bron van organische stof (OS), maar deze OS was geenszins gestabiliseerd. Metingen van de oxygen uptake rate (OUR) gaven aan dat alle kuilen als zeer onstabiel beschouwd kunnen worden (Tabel 43, een OUR > 30 mmol O<sub>2</sub>/kg OS/uur wordt als zeer onstabiel beschouwd), en dat ze reeds vrij hoge concentraties aan minerale N onder de vorm van NH<sub>4</sub>-N kunnen bevatten (Tabel 44). Bij het inwerken in de bodem is het mogelijk dat indien de kuilproducten een hoge C:N-verhouding hebben, zoals in het eerste proefjaar, eerst minerale N uit de bodem zelf wordt vastgelegd tijdens het afbraakproces van het kuilproduct, waarna er pas later terug minerale N aan de bodem zal afgegeven worden. Het netto-effect zal dus bepaald worden door het evenwicht tussen de afbraak en het effect op beschikbare nutriënten in de bodem.

Tabel 43: Oxygen Uptake Rate (OUR) bepaald via oxitopmeting in het eerste (1) en tweede (2) proefjaar

	OUR mmol O <sub>2</sub> /kg OS/uur
Sluitkool 50/50 (1)	136,8
Prei 50/50 (1)	78,6
Bloemkool 50/50 (1)	81,1
Bleekselder 50/50 (1)	40,4
selder 50/50 (2)	52,9
prei 100/0 (2)	203,6
prei 75/25 (2)	143,0
prei 60/40 (2)	113,1
Bloemkool 75/25 (2)	115,4

Tabel 44: Gemiddelde NO<sub>3</sub>-N en NH<sub>4</sub>-N-gehalten van de kuilproducten in het eerste (1) en tweede (2) proefjaar

	NO <sub>3</sub> -N mg/l substraat	NH <sub>4</sub> -N mg/l substraat
Sluitkool 50/50 (1)	< 5,0	148,3
Bleekselder 50/50 (1)	58,3	32,3
Prei 50/50 (1)	< 5,0	52,2
Bloemkool 50/50 (1)	< 5,0	229,9
selder 50/50 (2)	< 5,0	231,1
prei 100/0 (2)	45,3	254,4
prei 75/25 (2)	13,7	194,2
prei 60/40 (2)	< 5,0	159,9
bloemkool 75/25 (2)	< 5,0	443,8

Naast de aanvoer van OS en N, en het effect van het kuilproduct op de beschikbaarheid van minerale N in de bodem, zorgen de kuilproducten ook voor een aanvoer van P en K.

Niettegenstaande de lage pH-waarden van de kuilproducten (Tabel 41, Tabel 42) werd bij een incubatieproef vastgesteld dat het inwerken van de kuilproducten leidde tot een pH-stijging van de bodem.

### 9.3.2 Veevoeder

Om de kwaliteit van de inkuilmaterialen als veevoeder te testen, werden volgende parameters onderzocht: vetzuursamenstelling, ruw eiwitgehalte, asgehalte, pH en vetzuursamenstelling. De voederwaarde van de kuilen in het eerste jaar werd beoordeeld volgens het systeem van Flieg (1938). Hieruit blijkt dat de kuil op basis van bleekselder zeer goed scoort, op basis van prei voldoende en op basis van sluitkool en bloemkool middelmatig. Het ruw eiwitgehalte moet zo hoog mogelijk zijn voor toepassing in veevoeder, minstens 10-12%. Dit wordt benaderd door het totale N-gehalte (bepaald via N-dumas) te vermenigvuldigen met 6,25. De kuilproducten van de eerste fase hadden een gemiddeld ruw eiwitgehalte van 8%, terwijl deze van de tweede fase hoger scoorden met een gemiddelde van 18%. Het kuilproduct met pure prei had het hoogste ruw eiwitgehalte (27±1%). Ook het asgehalte is van belang bij de kwaliteitsbepaling als toepassing in veevoeder. Dit was gemiddeld 32%/ADS en 17%/ADS voor respectievelijk de kuilen van de eerste en tweede fase. Het hoge asgehalte is niet giftig voor de dieren, maar een gehalte boven de 15% is te vermijden.

## 9.4 Economische evaluatie

De inkuilproef werd uitgevoerd door het ILVO met resten van bloemkool, bleekselder, prei en sluitkool. Als toeslagmateriaal werd maïsstro gebruikt waarbij de volumeverhouding van gewasrest

en maïsstro steeds 50-50 bedroeg. De proef die in 2012 werd uitgevoerd, was een emmerproef op laboschaal. Om de kosten van het inkuilen op bedrijfsschaal in plaats van op laboschaal te schatten, worden cijfers gebruikt van een andere proef uit een eerder onderzoek voor het inkuilen van grasklaver (ILVO). Voor een inkuilproef met grasklaver is een kuil gemaakt in 0,35 uur per ton vers gewicht met 37% DS door het ILVO.

Voor de restplant van de korrelmaïs werd net zoals voor de compostproef uitgegaan van zelf geogste korrelmaïs met een kost van 16 euro per ton.

**Tabel 45: kostenberekening voor inkuilen (gebaseerd op eerder onderzoek ILVO)**

<b>Variabele kosten (euro/ton oogstrest)</b>			
<i>Brandstof en smeermiddelen (15 euro/u)</i>			
Verbruik inkuilen			-5.3
<i>Toeslagmaterialen (restplant korrelmaïs, 16 euro/ton zelf oogsten)</i>			
	<i>ton maïs per ton oogstrest</i>		
bloemkool	0.57		-9.1
prei	0.62		-9.9
selder	1.28		-20.4
sluitkool	0.28		-4.5
<b>Arbeidsbehoefte (manuren /ton oogstrest)</b>			
Inkuilen			-0.35
<b>Totalen</b>			
variabele kost (euro/ton oogstrest)			
bloemkool			-14.4
prei			-9.9
selder			-29.5
sluitkool			-14.4
totale arbeidsbehoefte (manuren/ ton oogstrest)			-0.35

Indien gebruik gemaakt wordt van loonwerk, kunnen vaste kosten voor machines vermeden worden. Om perssappen van het inkuilen te kunnen opvangen, is een sleufkuil met perssapput noodzakelijk, de vaste kosten hiervoor zijn opgenomen in Tabel 46 (Vermeij et al., 2009). De vaste kost van de kuilplastic is 30 euro per hectare grasland met opbrengst van 2,8 ton DS per ha met een vochtpercentage van 37%. Dat geeft 12,3 euro per ton bloemkoolresten (met bulkdensiteit 0,297 ton per m<sup>3</sup> en een volumegewicht 50-50 met restplant van korrelmaïs).

Tabel 46: Vervangingswaarde en jaarlijkse kosten voor sleufsilos (Vermeij et al., 2009).

	Vervangingswaarde (euro)	Jaarlijkse kosten in %		
		afschrijving	Rente	onderhoud + verz.
Kuildoek per ton bloemkool (50-50 maïs)	12.3	5	3.3	1.5
<b>Sleufsilos</b>				
Kuilplaat per m <sup>2</sup>	25-40	5	3.3	1.5
Meerprijs sleufsilos per m wand	90-135	5	3.3	1.5
Perssapput 2 m <sup>3</sup>	400	5	3.3	1.5
Perssapgoot per m	9-14	5	3.3	1.5

## 9.5 Conclusie

Uit de inkuilproeven in het eerste en tweede projectjaar bleek dat er sterk verschillende kuilqualiteiten gehaald werden bij de verschillende oogstresten en mengsels. Een eerste belangrijk aspect is de hoeveelheid aarde die in de gewasresten aanwezig is. Bij machinaal verzamelde oogstresten is dit een belangrijk aandachtspunt. Om materiaal met een voldoende laag aandeel aarde te verzamelen, zijn specifiek aangepaste machines vereist. Deze machines zijn momenteel niet beschikbaar.

Met de manueel verzamelde gewasresten bleek dat in bepaalde gevallen het inkuilen wel een potentiële toepassing zou kunnen zijn. Twee belangrijke factoren hier zijn de versheid van het materiaal, en de fijnheid/hardheid/samendrukbaarheid van het materiaal. Bloemkool en sluitkool bleken in het eerste proefjaar te leiden tot een lagere kuilqualiteit. De gebruikte selder en de bloemkool in het tweede jaar waren minder vers dan in het eerste proefjaar. Dit leidde voor selder tot een lagere kuilqualiteit dan in het eerste proefjaar. Het is dus belangrijk om met voldoende vers materiaal te kunnen werken, dat ook voldoende fijn is zodat de kuil voldoende kan aangedrukt worden. Bij aanleggen van een kuil op grote schaal kan de invloed van de samendrukbaarheid van de oogstresten echter van minder doorslaggevend belang zijn omwille van de verhoogde drukkracht in een grotere kuil.

Het vochtgehalte van het bijgemengd (strorijk) materiaal speelt ook een belangrijke rol. Daarnaast blijkt uit te proeven van het tweede jaar dat het aandeel prei in het mengsel beperkt moet worden als hoge sapverliezen vermeden dienen te worden.

## 10. Vergisten van oogstresten van groenten

Een mogelijke valorisatiepiste voor afgevoerde oogstresten betreft vergisting om zo de energetische waarde van de oogstresten te benutten. De vergisting kan plaatsvinden in een grotere gecentraliseerde installatie of een kleinere installatie op het landbouwbedrijf zelf. Momenteel wordt er in Vlaanderen qua plantenmateriaal voornamelijk maïs- en graanresten vergist. Er zijn echter reeds verscheidene installaties waar biomassa met een hoog watergehalte ( $\pm 10\%$ ) wordt vergist. Enkele voorbeelden van bedrijven die dit soort vergistingsinstallaties geplaatst hebben, zijn Ecofuels, GreenWatt en Enprotech.

### 10.1. Karakteristieken van oogstresten van groenten

Oogstresten van groenten worden gekenmerkt door een hoger watergehalte en lagere C:N-verhouding en cellulose-gehalte ten opzichte van graan- of maïsresten (Tabel 47). Dit leidt ertoe dat de vergistingsreactor en het vergistingsproces anders opgebouwd dienen te worden wanneer oogstresten van groenten worden vergist. Verscheidene vergistingsinstallaties verwerken reeds oogstresten van groenten als zij- of hoofdstroom wat aangeeft dat dit technisch mogelijk is.

Tabel 47: Biochemische samenstelling van agrarische reststromen (a = resultaten bekomen via proeven binnen het project, b=Nicorladot et al., 2001, c= Vandecasteele et al., 2012).

	DS-gehalte [%]	C:N -	Biomassa [ton ha <sup>-1</sup> ]
Bloemkool <sup>a</sup>	14	13 - 22	30
prei <sup>a</sup>	12		25
selder <sup>a</sup>	11	17	21
Spruitstokken <sup>a</sup>	20	24	25
korrelmaïsstro	42-56 <sup>c</sup>	133 <sup>b</sup>	4-12 <sup>c</sup>

Het biogaspotentieel van oogstresten van groenten zal in grote mate de economische rendabiliteit van het vergisten bepalen. Evaluatie van het biogaspotentieel van oogstresten van prei, kolen en spruitstokken wordt momenteel uitgevoerd in het kader van het ARBOR-project i.s.m. Inagro. De biogasopbrengst van ingekuilde oogstresten prei bedroeg  $709 \pm 196 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ ton}^{-1}$  organische drogestof (zie Appendix 9 en 12) en ligt in de range van biogasopbrengsten van kuilmaïs (DGS en Ecofys, 2005).

Een belangrijk aandachtspunt is de zuiverheid van de oogstresten van groenten. Aarde is zeer nefast voor de vergistingsinstallatie en –proces. Voor teelten waarbij een grote hoeveelheid aarde wordt meegevoerd met de oogstresten is een voorzuivering noodzakelijk. Uit de enquête uitgevoerd door VLACO – ILVO – Inagro bleek dat meerdere uitbaters van een vergistinginstallatie een boete zouden opleggen bij een sterke vervuiling van de oogstresten (zie Appendix A3. Enquête rond valorisatie).

### 10.2. Toepassing digestaat

Alle nutriënten blijven tijdens het vergisten bewaard en het geproduceerde digestaat kan aangewend worden als meststof of bodemverbeteraar. De N-werkingscoëfficiënt van digestaat wordt in grote mate beïnvloed door het ingangsmateriaal, maar ook het tijdstip en de wijze van uitrijden, het al of niet scheiden van digestaat, ... Hoe waterrijker het ingangsmateriaal, hoe hoger de N-werkingscoëfficiënt (EcofysBV2002). In een vergistingsinstallatie werd puur plantaardig materiaal, afkomstig van snij- en restafval van de voedingsindustrie, vergist. De eerstejaars N-

werkingscoëfficiënt van de dikke fractie van het geproduceerde digestaat bedroeg 26% (de Ruijter, 2012). P is in digestaat voornamelijk onder anorganische vorm aanwezig en de P-werkingscoëfficiënten bedraagt 100% voor meerdere jaren (van der Voort et al., 2002). Bij het aanbrengen van digestaat op het veld moet rekening gehouden worden met de bemestingsnormen. Hierbij kan het P-gehalte een belemmering vormen voor de hoeveel digestaat die toegediend mag worden. Tijdens vergisting wordt organisch materiaal onder anaerobe omstandigheden omgezet tot CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub>. Bij het terugbrengen van het geproduceerde digestaat naar het veld is er netto een afvoer van organisch materiaal, maar het teruggebrachte organisch materiaal is stabiel.

Technieken voor de verwerking van digestaat bestaan reeds (drogen, scheiden in een dunne en dikke fractie,...), maar vaak moet de rendabiliteit of toepassingsmogelijkheid binnen de Vlaamse wetgeving nog aangetoond worden.

### **10.3. Knelpunten vergisting van oogstresten groenten**

De mogelijkheid tot het afvoeren van oogstresten van groenten van het veld varieert sterk tussen verschillende teelten. Indien oogstresten reeds worden afgevoerd samen met het geoogste product of potentieel makkelijk afgevoerd kunnen worden, vormt het vergisten van de oogstresten een potentiële valorisatieoptie. Indien een grote meerkost of inspanning vereist is om de oogstresten te bekomen, brengt dit de economische haalbaarheid van het vergisten in gedrang.

De niet-continue aanvoer van de oogstresten van groenten vormt tevens een knelpunt voor het vergisten van oogstresten. Omwille van het hoge vochtgehalte van oogstresten van groenten is bewaring vaak moeilijk. Het bewaren van de oogstresten van groenten via inkuilen zou hier een oplossing kunnen bieden (zie Appendix 9 en Appendix 11).

Het aanwenden van het geproduceerde digestaat vormt vaak een belangrijk struikelblok. Indien men het digestaat als meststof of bodemverbeterend middel wil gebruiken, moeten alle inputstromen voldoen aan de VLAREMA-normen. Afhankelijk of de oogstresten van groenten al dan niet worden covergist met dierlijke producten zal het geproduceerde digestaat onder de categorie 'dierlijke mest' of 'andere meststoffen' vallen wat mee bepaalt hoeveel digestaat toegediend kan worden. Het verwerken van het digestaat kan een belangrijke uitgavenpost vormen.

Via groenestroom-certificaten wordt het uitbaten van een vergistingsinstallatie ondersteund. De financiële steun is echter eindig in tijd en voor installaties in gebruik genomen na 01 januari 2013 wordt er enkel tijdens de afschrijvingsperiode steun verleend. Voor projecten met hoge exploitatiekosten kan er echter een verlenging worden voorzien.

# International literature study

---

## **LT.1 Introduction**

Intensive field vegetable production is an important economic sector in Flanders. In 2011 vegetable production accounted for 41% of the total production value of horticulture being 576 million euro (Raes et al., 2012). Vegetable crop residues take a particular position relative to arable crops because often very large amounts of biomass with a high N content are left on the field after harvest. The ratio of harvested biomass to biomass left behind on the field is often smaller than one for vegetable crops. Vegetable crop residues are characterized by small C:N ratios (De Neve & Hofman, 1996) and mineralize rapidly (Fox et al., 1990, Trinsoutrot et al., 2000). During summer generally more than 80% of N present in cauliflower crop residues will be mineralized within 8 weeks (De Neve & Hofman, 1998). An important amount of vegetable crops are harvested during late autumn and despite decreasing soil temperatures during autumn, high rates of N mineralization and nitrification still occur (De Neve & Hofman, 1996). Furthermore vegetable crops are often the last crop before winter in temperate and maritime climates and several vegetable crops are harvested in a vegetative stage with high daily N uptake rates up to the moment of harvest with a risk of a large residual soil mineral N content. These factors cause intensive vegetable rotations to be particularly prone to nitrate leaching during winter and pose a possible threat to maintaining water quality objectives.

In order to avoid N losses during winter and maintain water quality two fundamentally different vegetable crop residue management strategies are evaluated, namely:

- i) Options for on-field management of crop residues and modifications to crop rotations
- ii) removal of crop residues followed by a useful and profitable application

On-field treatments include following strategies:

- A. leaving crop residues undisturbed on the field
- B. mixing of crop residues (cauliflower) with a number of immobilizing materials (straw, green waste compost and grain maize residues)
- C. cover crops undersown 2-3 weeks after plant date of the vegetable crop
- D. on-field stabilization of vegetable crop residues with added structural material

Furthermore the potential of including either non-vegetable crops or cover crops in vegetable crop rotations while crop residues are treated in a conventional manner, namely being left on the field and incorporated, will be evaluated.



In the crop residue removal scenario (ii), the potential of following applications is assessed:

- A. on-farm composting or composting in a large-scale composting facility.
- B. ensilage as storage technique and possible use as feedstock for co-digestion or composting, fodder or reapplication in the field
- C. co-digestion in order to valorize the energetic potential of vegetable crop residues

Vegetable crop residues, removed after harvest and stored or processed during winter, may be reapplied to the field during the next growing season. A complete or partial return of the organic matter and nutrients present in the removed crop residues aids in maintaining soil carbon and nutrient stocks and may mitigate negative effects caused by crop residues removal.

The research is carried out by a consortium consisting of the department of soil management, Ghent University, the Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO), Inagro, Vegetable Research Centre (PCG), Research Station for Vegetable Production (PSKW) and the Soil Service of Belgium (BDB).

A first overview of literature regarding the different examined management options will be given. Due to the limited research that has been performed on the topic of vegetable crop residues, studies concerning other crop residues are also considered to provide a first estimation of possible effects. The literature study is set up in two parts, a first section covering on-field treatment and a second section concerning the potential of crop residue removal.

### LT.1.1 N cycle

Nitrogen is an important plant nutrient. Soil N-content generally ranges between 0.05 and 0.2 per cent, corresponding to approximately 1750 to 7000 kg N ha<sup>-1</sup> in the plough layer (Hofman & Van Cleemput, 2004). Soil nitrogen is divided over two fractions, namely an organic and an inorganic fraction. The largest N pool is the organic fraction, which is composed of non-humic and humic compounds with various degree of availability and degradability. Although most organic N cycles slowly over decadal time scales, its steady mineralization provides significant amounts of soil inorganic N (Olk, 2008). The inorganic N fraction makes up less than 10% of total soil nitrogen and comprises following species: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>.

In natural and agricultural ecosystems nitrogen may undergo several transformations depending on prevailing environmental conditions. Changes of nitrogen from one form to another, with or without changes in valence states, make up the base of the nitrogen cycle (Figure 1).

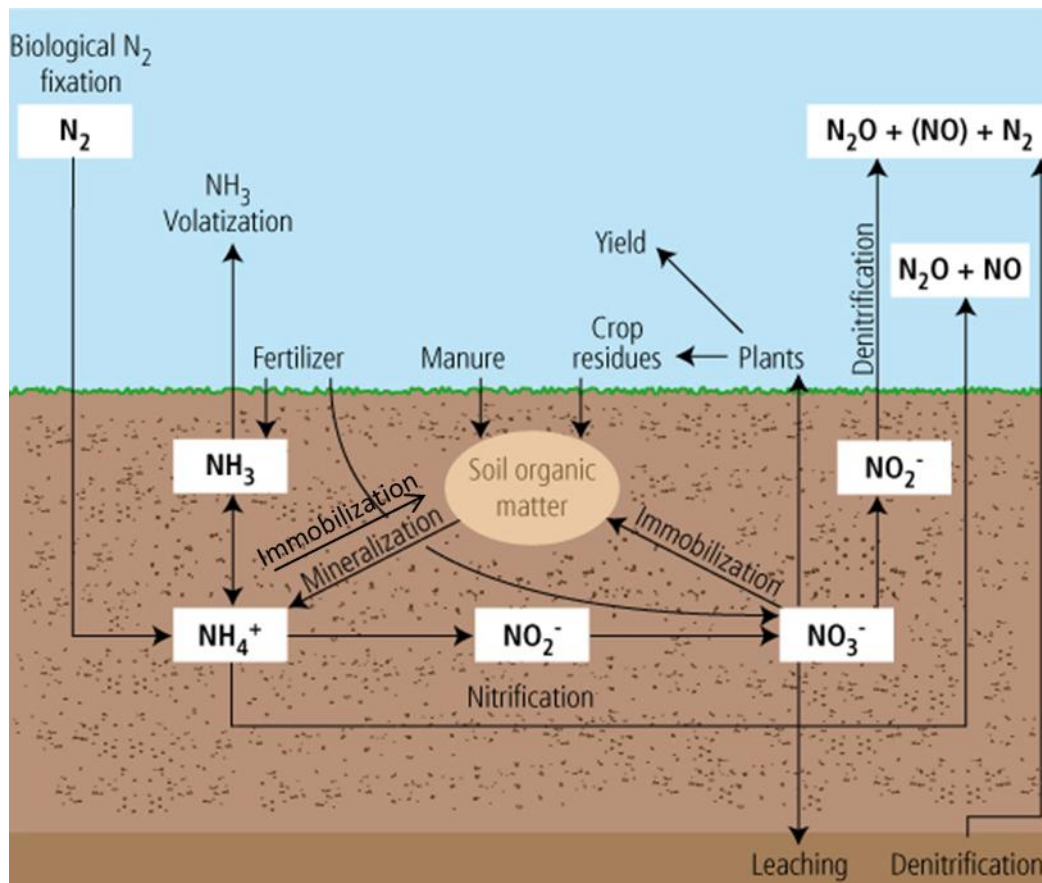


Figure 20: The soil nitrogen cycle (following (Hofman & Van Cleemput, 2004))

#### LT.1.1.1 N mineralization and immobilization

The processes of N mineralization and immobilization are very intimately linked and occur simultaneously in soil. They are therefore often referred to as the mineralization-immobilization turnover (MIT). N mineralization is the microbial and biochemical transformation of organic N into inorganic N. Mineralization does not involve a change in the oxidation state of N. In agricultural soils, net mineralization may amount up to 100-200 kg N ha<sup>-1</sup> on an annual base. The incorporation of inorganic N into microbial biomass is referred to as N immobilization. For degradation of organic material with a low nitrogen content (or a large C:N ratio) soil microorganisms will need additional N resulting in a depletion of the soil mineral N and thus immobilization of N. Both N mineralization and immobilization processes are intimately linked to the C cycle.

#### LT.1.1.2 Nitrification

Ammonia that is fixed or absorbed to soil colloids or derived from addition of fertilizer or mineralization of organic N may be biologically transformed to nitrate via nitrite. Nitrification is a two-step process performed by obligate autotrophs under aerobic conditions (Figure 2). Nitrification is most rapid near field capacity (-33 kPa in medium to heavy textured soils to -10 kPa in light sandy soils). Optimum temperature for nitrification has been found to be environment specific. Cultured nitrifying bacteria from soils generally have temperature optimum between 25 and 30°C. However there is evidence for soil nitrifier activity under temperatures between 2 and 10°C (Norton, 2008).

In the majority of agricultural soils,  $\text{NH}_4^+$  is rapidly converted to  $\text{NO}_3^-$ . The conversion of the positively charged ammonia to the negatively charged  $\text{NO}_3^-$  strongly influences the movement of N through the negatively charged soil matrix. Potentially two nitrogenous gases may evolve from nitrification, namely NO and  $\text{N}_2\text{O}$ , which are relevant as greenhouse gas and in ozone atmospheric chemistry.  $\text{N}_2\text{O}$  production becomes relatively more important as the soil moisture content increases.

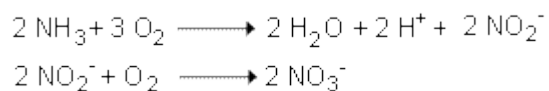
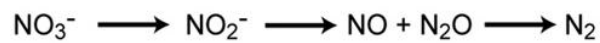


Figure 2: The two-step nitrification process ((Olk, 2008))

#### LT.1.1.3 Denitrification

Denitrification is the process where nitrate replaces oxygen as the terminal electron acceptor in microbial respiration (Figure 3). In contrast to nitrification it is performed by heterotrophic bacteria and takes place under anaerobic conditions. It is the major route by which inorganic oxidized N-compounds return to the atmosphere. Denitrification occurs when the soil is near or at water saturation and oxygen diffusion is slow and when easily available organic matter is present. The rate of denitrification is very fast. Under optimal conditions, all the nitrate will be reduced in 1 to 4 days. As a result of denitrification nitrogen is mainly lost from the soil as both  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{N}_2$ . The distribution of denitrification products is also influenced by the availability of organic C. Studies indicate that as C availability increases  $\text{N}_2$  becomes the dominant product, if C is limiting  $\text{N}_2\text{O}$  will accumulate (Weier et al., 1993, Coyne, 2008). A more complete reduction of the available  $\text{NO}_3^-$  will occur as water filled pore space (WFPS) increases and soil texture becomes finer (Coyne, 2008).  $\text{N}_2\text{O}$  is an important greenhouse gas with a global warming potential about 310 times as strong as  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2007). Furthermore denitrification may contribute to a considerable part of N loss from agricultural system in the form of  $\text{N}_2\text{O}$  or  $\text{N}_2$  (Webster & Hopkins, 1996, Wrage et al., 2001).

Denitrification fluxes in soils are regulated by temperature, available carbon, moisture content,  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{O}_2$  (Conrad, 1996).



**Figure 3: Denitrification process ((Olk, 2008))**

#### *LT.1.1.4 Ammonia volatilization*

Ammonia production and loss is typically associated with urea hydrolysis in soils or mineralization of soil organic N and applied inorganic N. Ammonia can undergo several processes such as nitrification, biological immobilization, adsorption on soil colloids or volatilization (Hofman & Van Cleemput, 2004). The latter process implies a loss of soil N to the atmosphere and increases at conditions that favor evaporation (e.g. high temperature and wind speed) and high soil pH. The soil buffering capacity or capacity to mitigate increase of soil pH is important in decreasing ammonia losses. Soils high in clay and organic matter have a high buffer capacity, whereas sandy soils generally have low buffer capacities (Camberato, 2001). Ammonia volatilization can be significant when manure and fertilizers are surface applied and not immediately incorporated in the soil (de Ruijter et al., 2010).

## **LT1.2 Importance of crop residues**

Crop residue management is vital in maintaining and improving soil quality. Crop residues are not only an important source of organic matter but may also help in recycling soil nutrients. This results among others in an increase of soil fertility and a reduction in soil erosion (Wilhelm et al., 2004, Blanco-Canqui & Lal, 2009b). However crop residues may also play an important role in the survival of pathogens and diseases. The most important functions of crop residues are briefly discussed below.

### **LT1.2.1 Effects on soil organic carbon**

A positive linear relationship between soil organic carbon (SOC) content and the amount of arable crop residues remaining on the field has been observed (Halvorson et al., 2002, Christopher & Lal, 2007). In a field study performed on a silty loam soil a positive effect of wheat straw residue application on SOC content in the 0-10cm layer of the soil was observed (Duiker & Lal, 1999). Studies have observed an increase of SOC following application of N-rich materials (Clapp et al., 2000, Alvarez, 2005, Ludwig et al., 2011). Given the high N-content of vegetable crop residues and the positive influence of arable crop residues on SOC a similar effect may be expected for vegetable crop residues.

### **LT1.2.2 Effect on soil nutrient pool**

Several studies have shown a positive impact of crop residues on soil nutrient pools (Black, 1973, Karlen et al., 1984, Roldan et al., 2003, Blanco-Canqui & Lal, 2009a). Generally vegetable crop residues are characterized by small C:N ratios (10-20) and are an important link in the soil N-cycle by releasing large amounts of N during short term periods (weeks to months) (De Neve et al., 2004). Other nutrients are also influenced by removing or retaining crop residues. In a four-year field study on a silt loam soil complete corn stover removal reduced available P by 40%, exchangeable  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  by 10% and exchangeable  $\text{K}^+$  by 15%. The observed soil nutrient reduction was positively correlated with decreased crop yields (Blanco-Canqui & Lal, 2009a). However the impact of crop residues removal appears to be greater for C and N pools than for other nutrients (Karlen et al., 1984). Blanco-Canqui et al. (2009b) suggest three mechanisms which explain soil nutrient depletion due to residue removal, namely 1) removal of nutrients contained in the residues, 2) increasing risks of soil runoff and erosion which removes nutrients and 3) higher SOM decomposition of bare soil surface caused by increased soil temperature and moisture variations due to less insulation. Furthermore removal of crop residues has been found to decrease aggregate stability which may also contribute to higher SOM mineralization. Depending on the initial soil N and P status, a decrease of soil nutrient pools due to crop residue removal may bring about an increased demand for additional N, P and K fertilizers in order to maintain soil fertility (Blanco-Canqui & Lal, 2009b).

In a 10-yr study performed on a silty clay loam soil corn (*Zea mays* L.) residues were returned at 0, 50, 100 and 150% of the quantity produced by the previous crop. Return of 150% of the corn residues increased grain production by 16% compared to zero return and was not affected by time, type of tillage or N fertilizer rate. This increase of grain production was attributed to changes in soil properties and increased soil nutrient availability such as N and P (Power et al., 1998).

### **LT.1.2.3 Impact on aggregation and soil structure**

One of the soil properties most sensitive to crop residue removal is aggregate stability. Crop residues influence the formation of soil aggregates through physical, chemical and biological mechanisms (Blanco-Canqui & Lal, 2009b). Physically, the creation of a mulch layer by return of crop residues improves soil moisture retention and soil temperature through mitigation of soil wetting-drying and freezing-thawing cycles (Cruse et al., 1980, Wilhelm et al., 1986, Carter, 1992). Chemically, crop residues supply organic substances which enhance soil aggregation (Bordovsky et al., 1999). Biologically, return of crop residues stimulates the activity of soil micro- and macro-organisms which in turn favors the formation of soil aggregates by producing organic binding agents (Govaerts et al., 2007).

An improvement in soil structure due to increased formation of soil aggregates reduces the risk of soil erosion and soil runoff (Wilson et al., 2004, Doring et al., 2005). In 12 field experiments conducted on loamy silt soils in Western Germany application of straw mulch to a potato field was found to reduce soil erosion by 97% in a rainfall simulation experiment on a field with 8% slope. Even very small amounts of straw mulch ( $1.25 \text{ t ha}^{-1}$ ) decreased soil loss and sediment concentration in runoff (Doring et al., 2005). Decreased susceptibility for wind and water erosion improves water and air quality because of a reduced risk of non-point source pollution of excess fertilizers, herbicides and insecticides to downstream waters (Blanco-Canqui & Lal, 2009b). Retention of crop residues may also influence N-loss through uncontrolled runoff. Total N runoff was found to decrease linearly with increasing levels of crop residues (Mostaghimi et al., 1992).

However not all studies report a significant increase of SOC or soil structure improvement when crop residues are retained or returned to the field (Karlen et al., 1994, Roldan et al., 2003). In a 13-yr experiment performed on a silt loam soil in Minnesota (North East of United States) removal of corn crop residues did not affect SOC content in the 0-15cm soil layer when soil was annually tilled (Clapp et al., 2000). The effect of crop residue return on soil properties may be modified by other agricultural management practices such as tillage method, amount of fertilizer and use of cover crops. Tillage has been reported to exert an important influence on SOC content (Alvarez et al., 1995, West & Post, 2002, Sainju et al., 2010). Site specific features such as climate and drainage conditions, soil type, soil nutrient status and cropping system may also influence the impact of crop residues on soil characteristics (Linden et al., 2000). In general changes in SOC seem to be proportional to crop residue return, but retention of SOC appears to be influenced by soil tillage system (Wilhelm et al., 2004).

#### **LT.1.2.4 Soil biological properties**

Higher levels of microbial C and N have been reported to be directly related to presence of crop residues (Salinas-Garcia et al., 2001). Earthworm populations have been found to decrease with increasing rate of crop residue removal regardless of the type of crop residues ( Karlen et al., 1994, Blanco-Canqui & Lal, 2007). Crop residues provide a direct C and nutrient source for soil organisms and mitigate soil temperature and moisture content fluctuations which enhances soil biological activity (Blanco-Canqui & Lal, 2009b).

#### **LT.1.2.5 Conclusion**

Generally vegetable crop residues are a vital link in soil nutrient and organic carbon cycles and inappropriate removal may have adverse effects on soil quality, crop production and environment. The impact of residue removal is site specific and dependent of soil texture, soil nutrient status, slope,

climatic conditions, management practices and rate of removal. Effects of crop residue removal on soil physical properties and crop yield are sometimes conflicting which makes determination of the influence of crop residue removal difficult. However, decrease of SOM and N content appears to be consistent and rapid even with small removal rates. Hence for those soils where vegetable crop residues are removed, best available techniques should be applied to mitigate unfavorable effects of residue removal (Blanco-Canqui & Lal, 2009b).

### LT.1.3 Mineralization and nitrification of crop residues

Both the quality of the residues added and the (abiotic) soil parameters influence the mineralization rate. Since mineralization and nitrification are crucial processes in N cycling from vegetable crop residues these aspects will be treated in some detail here.

#### LT.1.3.1 Biochemical quality

Probably the most important crop characteristic affecting N mineralization is the N content or the C:N ratio. Crop residues with a high N content or a low C:N ratio result in a fast mineralization, which could lead to potential problems of nitrate leaching (Trinsoutrot et al., 2000, Muhammad et al., 2011). On the other hand when N content is insufficient to meet microbial requirements (large C:N ratio), soil mineral N will be incorporated in microbial biomass and N immobilization occurs (Chaves et al., 2005, Gentile et al., 2008). The C:N ratio has been shown to be a good indicator of N mineralization rate (Heal et al., 1997, Qian & Schoenau, 2002). In general incorporation of organic material with a C:N ratio greater than 20-40 results in net N immobilization (Fox et al., 1990, Vigil & Kissel, 1991, Chaves et al., 2004). Vegetable crop residues are often characterized by small C:N ratios (Table 1) and mineralize rapidly. During summer generally more than 80% of N present in cauliflower crop residues will be mineralized within 8 weeks (De Neve & Hofman, 1996).

**Table 1: C/N ratio of vegetable crop residues as compared to wheat and maize residues**

<b>Material</b>	<b>C/N</b>
Cauliflower leaves	10-12 <sup>a</sup>
Cauliflower stem	14 <sup>a</sup>
Broccoli leaves	8 <sup>a</sup>
Lettuce leaves	9-10 <sup>a</sup>
Lettuce stem	11-13 <sup>a</sup>
Spinach leaves	9 <sup>a</sup>
Spinach stem	6 <sup>a</sup>
Wheat straw	139 <sup>b</sup>

a (Geypens et al., 2000), b (Nicolardot et al., 2001)

Beside C:N ratio other biochemical characteristics such as hemicellulose, cellulose and lignin content also influence microbial activity and N mineralization rate (De Neve & Hofman, 1996, Abiven et al., 2005, Sall et al., 2007). A comparison of biochemical characteristics of vegetable and arable crops is given in Table 2.

**Table 2: Water-soluble fraction, cellulose and lignin content of vegetable and arable crop residues (Rahn et al., 1999).**

<b>Crop residues</b>	<b>water-soluble fraction [%]</b>	<b>lignin [%]</b>	<b>cellulose [%]</b>
Cauliflower	46.0-94.4	15-17	22.7-28.0
Brussels Sprouts	41.9-42.2	14.1-15.4	34.5-36.9
Wheat	10.7-12.4	11.9-28.6	68.2-71.1
Red beet	25.5-33.3	12.3-14.5	16.6-26.0
Potato	32.2-36.7	8.8-22.1	27.4-27.9

Different plant parts i.e., stems, leaves and roots show specific patterns of decomposition related to their biochemical composition. In general roots decompose more slowly than stems and leaves because of a higher lignin content and larger C:N ratio (Kuz'yakov et al., 1999, Chaves et al., 2004, Abiven et al., 2005, Sall et al., 2007). In a 36-week incubation experiment maize leaves and stems were found to mineralize more rapidly than maize roots. This may be explained by higher amounts of carbohydrates and low molecular weight aliphatic compounds in the stems and leaves compared to the roots which contain larger amounts of lignin, cutin and suberin (Clemente et al., 2013). Furthermore interconnections between different cell wand components, such as pectic substances, hemicellulose and cellulose, should be taken into account when assessing crop residue mineralization. Maize root decomposition was found to be controlled by soluble components in the short-term and by lignin and interconnections between cell wand polymers in the long term (Machinet et al., 2011). Cell wand components are also used when modeling C- and N-mineralization of exogenous organic material (Gabrielle et al., 2004, Lashermes et al., 2009). Predictions based simply on the N content can thus be misleading (Bolger et al., 2003, Muhammad et al., 2011) and the lignin/N ratio is hypothesized to be a better predictor of mineralization rates than C/N ratio (Preston & Trofymow, 2000, Machinet et al., 2011, Yanni et al., 2011).

Mineralization rate may also be affected by residue particle size. Small particles have a greater surface area accessible for microbial organisms and will hence decompose faster (Angers & Recous, 1997).



### LT.1.3.2 Environmental factors

Since mineralization and nitrification are microbial mediated processes, environmental factors that alter microbial activity will also affect mineralization dynamics. Soil temperature, moisture content, texture and pH are the main environmental factors with respect to mineralization and nitrification rate.

#### LT.1.3.2.1 Soil temperature

Maximum mineralization rates occur between 35-45°C (Dickinson & Pugh, 1974). Temperature optima for nitrification have been found to be environmental specific and may range from 20-35°C (Stark, 1996, Olk, 2008). However, studies have shown that decomposition and N mineralization and nitrification of easily decomposable, N-rich crop residues can still be significant at low soil temperatures (Figure 4) (De Neve & Hofman, 1996, Van Scholl et al., 1997). Nitrification has been reported to be more sensitive than mineralization to temperatures below 10°C (Emmer & Tietema, 1990, Cookson et al., 2002) and becomes negligible when soil temperature drops below 2°C (Cookson et al., 2002).

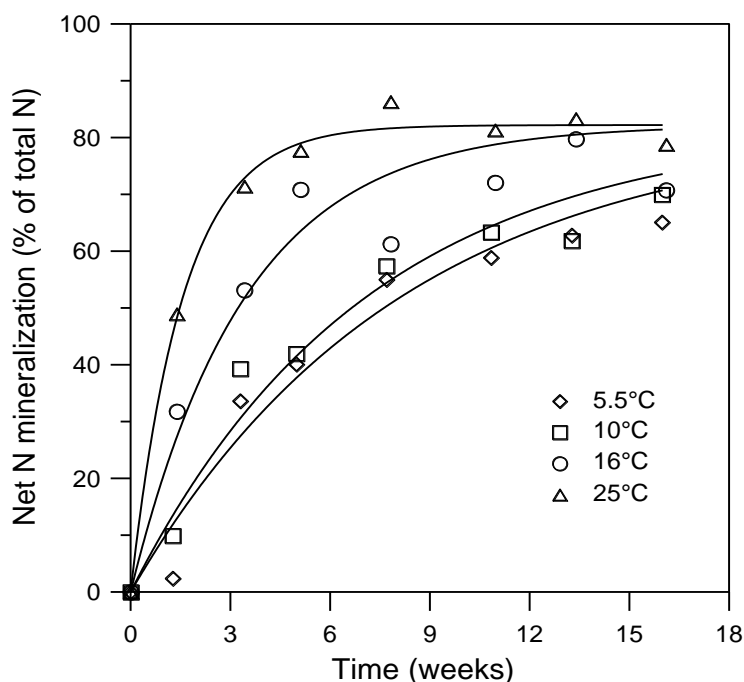


Fig. 4. Net N mineralization of cauliflower crop residues (leaves) at different temperatures (De Neve & Hofman, 1996)

A N mineralization model was combined with a leaching model to predict N mineralization rates and nitrate redistribution after vegetable crop residue incorporation under field conditions. The crop residues used included leaves of cauliflower, red cabbage, iceberg lettuce, the upper part of stems of

broccoli and the lower part of stems of white cabbage (Figure 5). Average net precipitation amounted 300 mm and mean daily temperatures ranged between 16°C and -4°C. Strongest N mineralization was observed from cauliflower and lettuce residues. As a result of leaching important amounts of N were lost below 120 cm. Losses ranged between 26 and 66 kg N ha<sup>-1</sup> for the control soil and the plot with cauliflower leaves respectively (De Neve & Hofman, 1998).

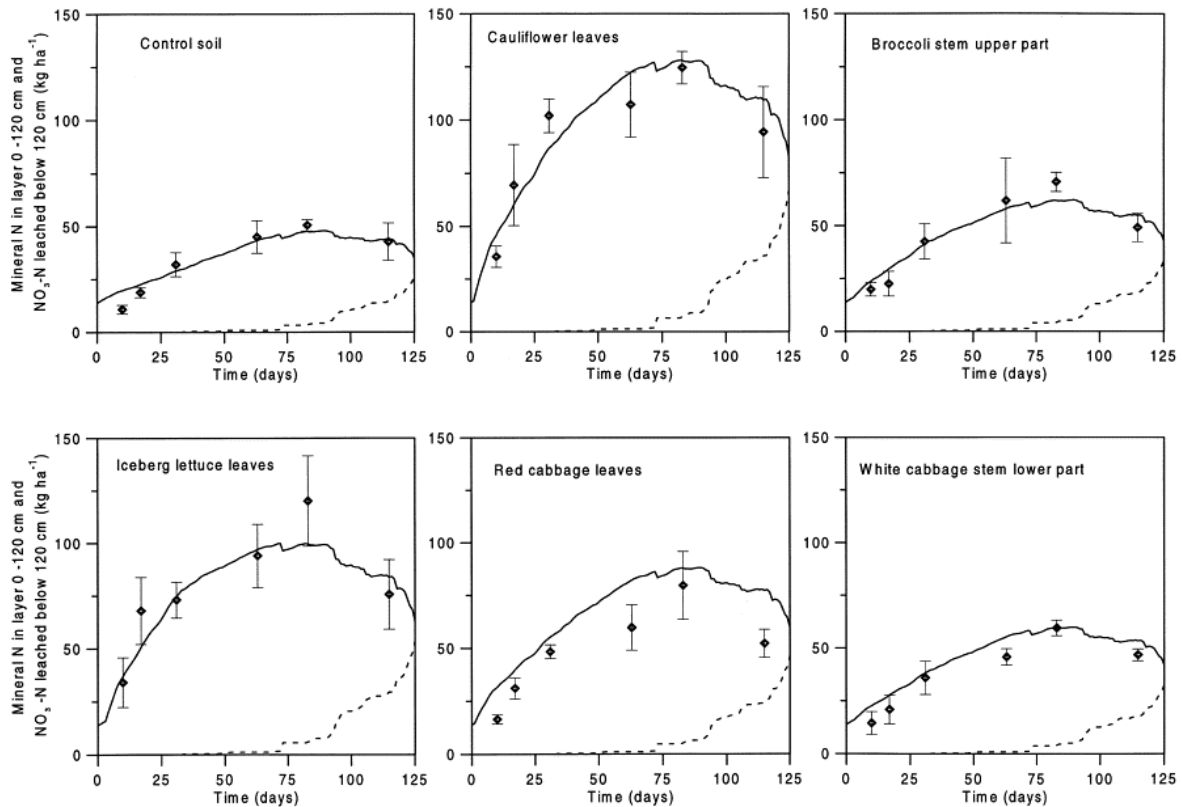


Figure 5: Measured (●) and simulated (—) mineral N content over the whole soil profile (0–120 cm) and cumulative amounts of N leached below 120 cm (- -) according to model calculations. Bars represent ±1 standard deviation on measured data (De Neve & Hofman, 1998).

#### LT.1.3.2.2 Soil moisture

Soil water content determines two parameters important for microbial activity, namely available water and aeration. A sufficient water content is needed for optimal microbial activity. At excessive soil moisture contents however, O<sub>2</sub> supply will be impeded and mineralization and nitrification will slow down. Optimum mineralization and nitrification rates occur when soil moisture approximately reaches field capacity of the soil (Standford & Epstein, 1974, Sierra & Marban, 2000, Zaman & Chang, 2004).

#### LT.1.3.2.3 Soil texture

Two mechanisms lead to increased protection of organic matter in heavier soils. The first is the formation of stable clay-humus complexes ( Hassink et al., 1994, Accoe et al., 2004). The second is the physical protection of organic matter particles in microsites inaccessible for microorganisms (Heijnen & Vanveen, 1991). Thus mineralization of crop residues generally takes place at a slower rate in heavy than in light soils (Verberne et al., 1990, Strong et al., 1999).

#### *LT.1.3.2.4 Soil pH*

At lower soil pH values the fungi:bacteria ratio increases (Rousk et al., 2010) which results in slower degradation of crop residues (Hogberg et al., 2007). Soil pH also influences the rate of autotrophic nitrification. Nitrifying organisms are most active between soil pH values of 6.5 to 8.5.

### **LT.1.4 Impact of vegetable crop residues management on soil nutrient pools**

As discussed earlier large amounts of N are released by vegetable crop residues which may result in a high mineral N content and possible nitrate leaching during winter (Chaves et al., 2007). A N mineralization model was combined with a leaching model to predict N mineralization rates and nitrate redistribution after vegetable crop residue incorporation under field conditions. The crop residues used included leaves of cauliflower, red cabbage, iceberg lettuce, the upper part of stems of broccoli and the lower part of stems of white cabbage. Average net precipitation amounted 300 mm and mean daily temperatures ranged between 16°C and -4°C. Strongest N mineralization was observed from cauliflower and lettuce residues. As a result of leaching important amounts of N were lost below 120 cm. Losses ranged between 26 and 66 kg N ha<sup>-1</sup> for the control soil and the plot with cauliflower leaves respectively (De Neve & Hofman, 1998).

Furthermore vegetable crop residues constitute an important source of organic carbon and other nutrients such as phosphorus (P). The chosen management of vegetable crop residues will hence influence soil quality and fertility (Wilhelm et al., 2004, Blanco-Canqui & Lal, 2009b).

However some knowledge gaps remain, such as:

- effect of crop residues for P recycling in the soil: a considerable amount of agricultural soils in Flanders is P saturated (De Neve et al., 2006). Vegetable crop residues have a low P content (USDA, 2013) which makes them a valuable source of organic matter. Removal and subsequent processing (e.g. composting, ensilage, anaerobic co-digestion) may alter the N:P ratio of vegetable crop residues and may influence the soil P content.
- Effect of crop residues on SOM content: efforts are made to increase or maintain the organic carbon content of agricultural soils in Flanders. How can vegetable crop residues contribute to this?

- effect of soil nutrient status on effects of crop residue removal: a high soil quality may mitigate possible adverse effects of removal of vegetable crop residues.
- are effects observed for residues of arable crops comparable with vegetable crop residues? Some studies address the possible problems related to vegetable crop residues, but most studies focus on arable crop residues.

Additional research concerning these topics would provide valuable information for vegetable crop residue management.

## **LT.2 In-situ management options**

Vegetable crop residues may pose a possible threat to maintaining water quality objectives but are at the same time a vital link in closing the nutrient and organic matter cycle of soils. Appropriate and sustainable management is needed to fully harness the potential of crop residues. Different residue management options will be discussed in more detail. When no literature concerning the implications of a particular management option for vegetable crop rotations is available, studies discussing the effects in arable crop rotations will be used to provide a first estimate.

### **LT.2.1. Use of catch crops**

Inclusion of catch crops in vegetable crop rotations may help in maintaining soil organic matter and nutrients while diminishing environmental impact of intensive vegetable production. Catch crops take up N and may prevent nitrate leaching during winter (Thorup-Kristensen, 2006). Furthermore catch crops positively influence soil quality, microbial activity and help prevent soil erosion (Reicosky & Forcella, 1998, Sainju et al., 2003, Villamil et al., 2006, Mazzoncini et al., 2011).

The efficiency of catch crops to retain N depends on many factors including type of catch crop, sowing and harvesting dates and soil tillage (Nett et al., 2011). In general assessment of the impact of varying plant, soil and management factors on catch crop efficiency has focused on cereal and arable crop rotations and much less on vegetable rotations. However results from studies of catch crops following cereal and arable crops may be used to assess the potential impact of catch crop use in vegetable crop rotations. General information concerning catch crops will be discussed and applied to vegetable crop residue management where data is available.

#### **LT.2.1.1 Influence of management practices**

Time of sowing has an important impact on catch crop efficiency and generally catch crop growth and performance decrease when sown end of August and beginning of September (Inagro, 2012c, Proefstation voor de groententeelt v.z.w., 2012). Postponing the sowing date of catch crops has been found to decrease daily N uptake by  $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$  (Geypens & Honnay, 1995).

In a field study established on a sandy soil six catch crops (Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*), yellow mustard (*Sinapis alba*), phacelia (*Phacelia tanacetifolia*), oilseed radish (*Raphanus sativus* subsp. *Oleiferus*), rye (*Secale cereal*) and oat (*Avena Sativa*)) were sown at three different dates (15<sup>th</sup> of August, 1<sup>st</sup> of September and 15<sup>th</sup> of September) (Proefstation voor de groententeelt v.z.w., 2012). Prior to the field experiment the land was under permanent grassland. A good catch crop development was observed when catch crops were sown on the 15<sup>th</sup> of August and nitrate residue remained well below the nitrate limit of 90 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in the 0-90cm soil layer (Flemish Manure decree 2012, reference period 1/10-15/11) (Figure 6) whereas a soil nitrate content of 168 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> was measured for the fallow object. A frost period at the beginning of December killed all catch crops with exception of Italian ryegrass and rye. Similar results were obtained for the sowing date of the 1<sup>st</sup> of September, but now a longer period was needed to reduce the nitrate residue below the soil nitrate limit and under Italian ryegrass, rye and oat the soil nitrate level exceeded 90 kg N ha<sup>-1</sup> on the 25<sup>th</sup> of October. When sown on the 15<sup>th</sup> of September catch crops were not able to fully and did not reduce the nitrate residue level by the 1<sup>st</sup> of October (Proefstation voor de groententeelt v.z.w., 2012).

A similar experiment was set up to evaluate the influence of sowing date ( 15<sup>th</sup> of August, 1<sup>st</sup> of September and 15<sup>th</sup> of September) on the efficiency of five catch crops (Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*), black oats (*Avena strigosa*), phacelia (*Phacelia tanacetifolia*), oilseed radish (*Raphanus sativus* subsp. *Oleiferus*), rye (*Secale cereal*)) sown after a spinach crop. Results confirmed a higher N-uptake by catch crops when sown early (mid-August) compared to a late sowing date (beginning of September). All catch crops sown mid-August reduced the soil nitrate content below 90 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> by the beginning of October. When sown the 1<sup>st</sup> of September only oilseed radish and black oats managed to reduce soil nitrate content below the legal limit on the 15<sup>th</sup> of October. However none of the catch crops were able to deplete the 60 – 90 cm soil layer. Development and N-uptake of the catch crops sown on the 15<sup>th</sup> of September was very limited (Inagro, 2012c).

Furthermore some catch crops, such as Italian ryegrass (*Lolium perenne* L), have a slower development and need a longer period to fully deplete the soil layer. Phacelia and Black oats develop faster and rapidly take up large amounts of N (Inagro, 2012a).

Hence the use of catch crops in a vegetable crop rotation which are harvested in autumn may have little effect with respect to soil N. The use of catch crops as a management option to reduce nitrate leaching seems limited to vegetable crops harvested early.

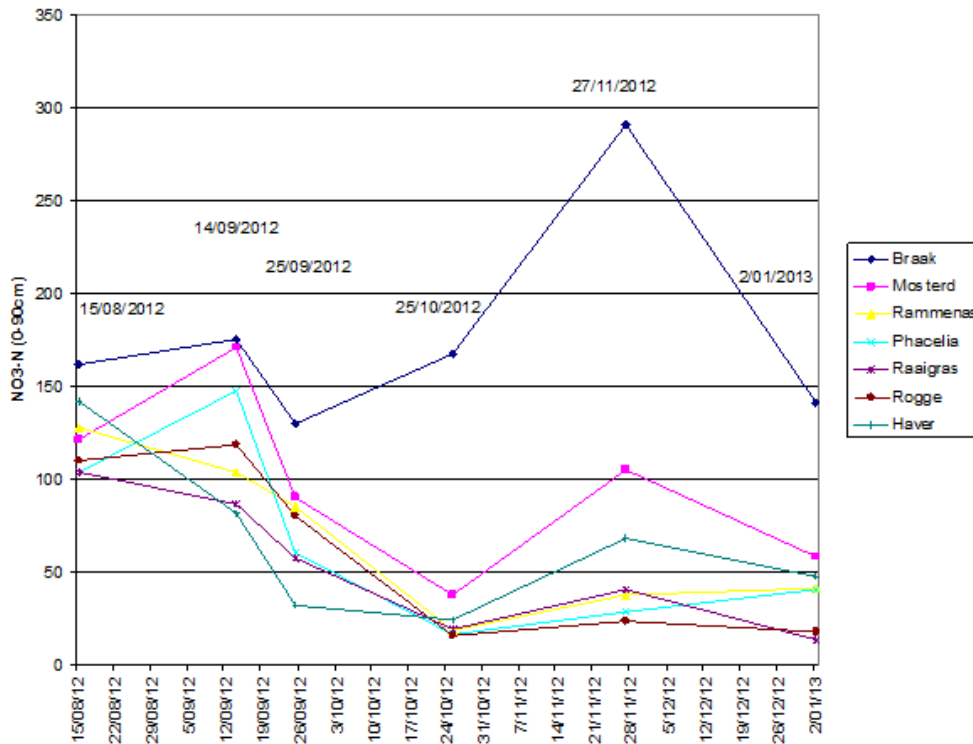


Figure 6: Effect of catch crops sown on the 15 of august on soil nitrate profile of the 0-90 cm soil layer (PSKW 2012) (Braak = fallow, Mos terd= yellow mustard, Rammenas= oilseed radish, Phacelia = phacelia, Raaigras = Italian ryegrass, Rogge = rye, Haver = oats).

Next to the time of sowing the date of incorporation of catch crops influences the N availability for the succeeding crop through several processes (Francis et al., 1995, Harper et al., 1995, Thorup-Kristensen & Dresboll, 2010). Delaying incorporation time increases the N uptake by the catch crop thus reducing the soil mineral N content and risk of leaching during winter. However, a delayed incorporation of the catch crop reduces the time available for mineralization and delays release of N for the following crop and this is reinforced by a higher C/N ratio of the catch crop as a result of late incorporation (Wagger, 1989) bringing about a slower mineralization rate (Sall et al., 2007). Next to this, pre-emptive competition between catch crop and main crop increases when delaying catch crop incorporation (Thorup-Kristensen & Dresboll, 2010). Optimal incorporation time depends on local soil and climate conditions such as leaching intensity. Regions with high leaching intensities will benefit from a late incorporation, whereas at low leaching intensity optimal incorporation time will be earlier (Thorup-Kristensen & Dresboll, 2010).

### LT.2.1.2 Influence of catch crop species

To be able to deplete soil mineral N catch crops must have a well-developed and deep rooting system (Thorup-Kristensen, 2006, Sapkota et al., 2012). Several studies highlight the link between crop rooting pattern and reduction of N leaching during autumn and winter (Aufhammer et al., 1992,

Vos et al., 1998, Thorup-Kristensen, 2006, Thorup-Kristensen et al., 2009, Sapkota et al., 2012). Thorup-Kristensen (2001) found the amount of mineral N left in soil layers below 0.5m to be strongly and negatively correlated with root growth. Mineral N from deep soil layers is more prone to leaching than N present in top soil layers. Winter rye (*Secale cereale*) is a winter hard cereal and may develop a rooting system exceeding 1m depth. Catch crops which could retain N present in deep soil layers could increase the environmental and agricultural value of catch crops (Thorup-Kristensen, 2001). Black oats and winter radish have also been observed to efficiently deplete the entire soil profile, whereas Phacelia mainly takes up N from the upper 0-60cm layer (Inagro, 2012b). The capability of a catch crop to survive frost is an important characteristic. A winter hardy catch crop (e.g. winter rye, Italian ryegrass, triticale) is preferable over non winter hardy catch crops (e.g. black oats, winter radish) in order to minimize nitrate leaching risk during winter. The N retained by catch crops is primarily returned to the surface soil layer when the catch crop is killed by frost or by spring tillage (Sapkota et al., 2012). The effect of different catch crops on the N balance of 2-year vegetable crop rotation systems was evaluated at three different sites in Germany for rye (*Secale cereale L.*), fodder radish (*Raphanus sativus L. var. oleiformis Pers.*), bunch onion (*Allium cepa L.*), and sudangrass (*Sorghum sudanense Stapf*). When no catch crop was sown a N surplus of  $217 \pm 17 \text{ kg N ha}^{-1}$  was calculated. Despite this high value catch crops were only able to reduce the N surplus by  $13 \pm 6 \text{ kg N ha}$  and a significant reduction was only obtained by bunch onion and fodder radish (Nett et al., 2011).

Catch crops may however have a negative effect on N availability for the succeeding crop by taking up N that otherwise would have been available for the main crop (Thorup-Kristensen, 2006). N mineralization of incorporated catch crops was evaluated for black oats (*Avena strigosa*), Phacelia (*Phacelia tanacetifolia*), fodder radish (*Raphanus sativus oleiformis*) and English ryegrass (*Lolium perenne*) (Inagro, 2012b). N release was high for black oats and English ryegrass, but slower for Phacelia and fodder radish and additional fertilization was needed to mitigate a decreased crop growth.

### LT.2.1.3 Long term effects

Systematic incorporation of catch crop residues contributes to an increase in soil total N content (Thomsen & Christensen, 2004). Depending on species and soil characteristics such as soil moisture, about 28-36 % of N present in Italian ryegrass residues was found to mineralize in the first year after incorporation (Thomsen et al., 2001). The remaining N enters a more or less stable soil N fraction from which mineralization continues after several months or years (Constantin et al., 2010). Hence catch crops may increase the quantity of soil mineralizable N (Hansen et al., 2000). If N mineralization is synchronized with plant N uptake, an increase in N mineralization may lead to higher N uptake

efficiency (Constantin et al., 2010). Use of catch crops may have the potential to benefit soil fertility and crop yield (Hansen et al., 2000, Berntsen et al., 2006). However, some studies indicate that long-term use of catch crops may lead to enhanced nitrate leaching when a lack of synchronization between plant N uptake and N mineralization occurs (Thomsen et al., 2001).

A 17-year field experiment assessed the effect of catch crops on nitrate leaching at three different locations in Northern France (Constantin et al., 2010). Crop rotation was winter wheat- spring barley- spring pea at location 1, spring pea-winter wheat-sugar beet at location 2 and winter wheat-maize at location 3. Before onset of the experiment location 1 and 2 had arable crops and location 3 was under permanent grassland. During the experimental period, all sites had arable crops but differed in the rotation and residue management: crop residues were always returned to soil at locations 1 and 2 whereas they were all exported at location 3. Catch crop establishment was tested in all sites versus the conventional technique of bare fallow soil in autumn. Catch crops were respectively white mustard (*Sinapis alba*), radish (*Raphanus sativus*) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*) at location 1, 2 and 3. The frequency of growing catch crops varied between the sites, namely yearly at location 1 and 2 and every other year at location 3. Catch crops were found to increase N mineralization at a constant rate of  $26 \text{ g N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  at location 1 on average from the start, with the majority of this mineralization ( $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) occurring in autumn and winter. In contrast, cumulative effects of catch crops were found at location 2 and 3: the extra mineralization rate increased significantly over the years, with nil or negative effect of catch crops in the first years but a slope of  $2.0\text{--}2.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  later on during the field experiment. The large difference between the different locations could be due to soil type and nature and C:N ratio of the catch crop. The effects of catch crops on the extra N uptake (difference in N uptake by main crops due to catch crop establishment,  $\Delta U$ ) varied over time according to site and crop species. There was no statistically significant change in  $\Delta U$  for cereals at location 1 and 3, whereas at location 2 there was a significant mean increase in N uptake rate of 2.4 and  $4.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-2}$  with the standard (N) and reduced (N-) fertilization rates, respectively. At all three sites, about 50% of extra N uptake variation was explained by variation in extra mineralization. The variations in extra N uptake (positive or negative) due to catch crops were mainly attributable to the change in mineralization and soil N availability. On all sites, establishment of catch crops significantly reduced nitrate concentration of drainage water. However this may also be related to a decrease of total amount of drainage water caused by the establishment of catch crops. The mean nitrate concentration of the drainage water fell from 90 to  $57 \text{ mg L}^{-1}$ , from 53 to  $31 \text{ mg L}^{-1}$  and from 107 to  $51 \text{ mg L}^{-1}$  at location 1, 2 and 3 respectively. However, when sown every two years leaching increased by 16% as compared to the treatment without catch crops during the year when no catch crop was sown. This effect suggests an increased net soil N mineralization in the catch crop



treatments (Constantin et al., 2010). A similar effect has been observed in a field study where nitrate leaching increased after five years of incorporation of Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) in absence of catch crops (Thomsen & Christensen, 1999).

An increase of soil N mineralization caused by systematic catch crop incorporation would thus require an adjustment of N fertilizer rates to avoid N surplus and higher levels of N leaching (Thomsen & Christensen, 2004, Berntsen et al., 2006, Askegaard et al., 2011). This provides the possibility, or poses the risk, of reduced manure application.

However other studies found the contribution of N derived from catch crops grown every three to four years to be relatively small thus not requiring an adjustment of fertilizer N recommendations (Macdonald et al., 2005). Further research of the cumulative effect of repeated catch crop use on net N mineralization rate, plant N uptake and N leaching is therefore needed to maximize catch crop benefits (Thomsen & Christensen, 1999).

#### **LT.2.1.4 Undersowing of catch crops**

When catch crops are sown only after harvest of the vegetable crop there is a time lag between crop harvest and effective N uptake by the catch crop, resulting in a higher risk of nitrate leaching. Undersowing allows catch crops to be already established by the time of harvest of the vegetable crop. Furthermore no extra tillage is required in autumn and thus no additional N mineralization is induced (Karlsson-Strese et al., 1998). However undersowing a catch crop increases the total N demand and may cause considerable competition for water and nutrients between the main crop and the undersown catch crop.

The effect of perennial ryegrass understory in a maize crop was evaluated in a field experiment on a sandy soil in northern Germany. N fertilizer was applied at a rate of 0, 50, 100 and 150 kg N ha<sup>-1</sup>. Undersow was found to significantly reduce nitrate leaching by 50% over the entire range of N applied. No yield reduction as a result of catch crop undersowing was observed at a moderate and high N apply (Wachendorf et al., 2006)

#### **LT.2.1.5 Concluding remarks**

Vegetable crop rotations are prone to nitrate leaching and additional measures are needed to reach the nitrate objective set by the European directive. Inclusion of catch crops in vegetable crop rotations may be a potential strategy to reduce nitrate leaching during winter. A difficulty regarding the use of catch crops in vegetable crop rotations concerns the late harvest time. As discussed earlier catch crop efficiency decreases rapidly when sown after the end of August (Inagro, 2012c,

Proefstation voor de groententeelt v.z.w., 2012). However first observations of winter hardy catch crops sown middle of September have been found to survive winter frost. Further research is needed to verify whether catch crops sown late might have an increased potential to survive winter frost.

A possible strategy to optimize catch crop potential includes undersowing catch crops in the vegetable crop 3-4 weeks after transplant. Furthermore assessment of timing and rate of N release by catch crops during subsequent spring should be evaluated.

## **LT.2.2 Alternative crop rotations**

### **LT.2.2.1 Why alternative crop rotation**

The preferable crop rotation design will depend upon soil and climate conditions. Intensive field vegetable production in Flanders with economically important crops such as cauliflower, broccoli and leek often results in large amounts of crop residues with a high N content left on the field (Rahn et al., 1992, Titulaer, 1993). Rotations of such vegetable crops that also include crops which deplete soil mineral N, such as Italian ryegrass, may help in reducing the risk of nitrate leaching (Askegaard et al., 2011).

### **LT.2.2.2 General benefits**

Wider use of crop rotations may provide several agronomic and economic advantages. The combined effect of crop and soil management at different points in the rotation influences soil structure. A crop rotation with alternating root systems (shallow vs. deep roots) results in an improved soil structure which in turn improves water infiltration and reduces soil erosion. A three-year field experiment set up in Southern Germany evaluated the influence of alternative vegetable crop rotations on marketable yield. The crop rotations included (i) vegetable mono-cropping with two vegetable crops per year, cauliflower in 2004, lettuce in 2005, blanched celery in 2006), (ii) cultivation of one vegetable crop per year followed by a deep rooting summer cover crop (sorghum, grown until November), (iii) cultivation of one vegetable crop per year followed by a deep rooting winter cover crops (barley or rye, grown until may) and (iv) cultivation of one vegetable crop per year followed by deep rooting cereals (winter wheat or barley), grown until maturity in July. Marketable yields increased by 11% and 7% respectively when growing summer or winter cover crops compared with vegetable mono-cropping. This might indicate problems with soil structure, arising with long-term vegetable monocropping (Wiesler & Armbruster, 2008). Wider crop rotation may also aid in prevention of build-up of pests, weeds and soil diseases. Breaking the life-cycle of non-mobile pathogens with a short life span and a narrow host range may suppress the incidence and severity of disease outbreaks (Peters et al., 2003, Ball et al., 2005, Buhre et al., 2009).

### LT.2.2.3 Influence on N mineralization

By modifying soil moisture, pH and temperature as well as crop residue input and tillage practices, incorporation of non-vegetable crops (e.g. *poaceae*) in vegetable rotations may influence N mineralization rate (Constantin et al., 2010). The EU-ROTATE N model which simulates C and N dynamics in field vegetable production allows to evaluate the effect of different cropping and fertilizer strategies on yield and nitrogen losses. The model was used to evaluate the effect of different vegetable rotations under Norwegian conditions. Annual N flows were calculated for three six-year vegetable crop rotations with spring cereals on two different soil types (sandy loam and sand). Rotation one included early potato – early carrot – spring wheat – summer onion – early carrot – spring barley, rotation two consisted of summer cabbage – early potato – spring wheat – early cauliflower – early potato – spring barley; both were situated on a sandy loam soil. The third rotation included summer cabbage – early potato – spring wheat – early cauliflower – early potato – spring barley and was located on a sandy soil. Net N mineralization was calculated to be 59, 75 and 65 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for rotation 1, 2 and 3 respectively. Likewise average 6-year nitrate concentration was 45, 58 and 60 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup> for rotation 1, 2 and 3, respectively, illustrating the influence of different cropping strategies on possible N mineralization and nitrate leaching (Rahn et al., 2010). In the three-year field experiment set up in Southern Germany as described in 2.2.2 the influence of alternative vegetable crop rotations on nitrate leaching was assessed. N fertilizers were applied by using the N-expert system. This implies the application of variable N rates taking into account the soil mineral N supply according to soil tests and the estimated mineralization of crop residues. Mean annual nitrate leaching amounted up to 185 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for the mono-cropping rotations and could be reduced to 108, 88 and 74 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for the vegetable – cereal, vegetable – winter cover crop and vegetable – summer cover crop rotations, respectively (Wiesler & Armbruster, 2008).

## LT.2.3 Incorporation or not of vegetable crop residues

### LT.2.3.1 Mineralization rate

Incorporation of crop residues results in faster decomposition compared to leaving crop residues on the surface (Stemmer et al., 1999, Coppens et al., 2007, Jin et al., 2008, Hoyle & Murphy, 2011). Increasing disturbance and incorporation leads to a decreasing residue particle size and thus increases the surface area available for microbial decomposition (Amato et al., 1984, Tarafdar et al., 2001, Hoyle & Murphy, 2011). However, a more intimate contact between crop residues and soil may also result in increasing physical protection and hence a slower mineralization rate (Jensen, 1994, Angers & Recous, 1997). The influence of residue particle size on the mineralization rate seems to be larger for low quality compared to high quality crop residues (Bending & Turner, 1999).

When vegetable crop residues remain on the soil surface, limited soil-residue contact occurs and decomposer communities may be restricted by low mineral N availability, and slower mineralization rates are observed (Angers & Recous, 1997, Stemmer et al., 1999, Magid et al., 2006). Coppens et al. (2006) suggested that crop residues remaining on the soil surface may favor fungal decomposition and hence slow down mineralization rate. Fungi are capable of translocating soil N to reinduce C at the soil surface by their hyphal network and recover part of the N leached from soil surface (Frey et al., 2000). The slower fungal turnover rate might also explain the slower decomposition rate of crop residues remaining on the surface (Coppens et al., 2006).

Although in general an accelerated mineralization rate is observed when crop residues are incorporated, contradictory results have been reported (Scott et al., 1996, Stemmer et al., 1999). Climate and soil type might influence the effects of residue placement on N mineralization (Corbeels et al., 2003). More finely textured soils offer increased physical protection to microbial decomposition and increase stabilization of organic N compounds derived from crop residues (Jensen, 1994).

N release due to mineralization of crop residues may contribute to the N supply for the succeeding crop (Stevenson & van Kessel, 1997, Riley, 2002, Hoyle & Murphy, 2011). Fink et al. (2000) found the apparent N mineralization due to incorporation of green pea residues to be 25 and 44 kg N ha<sup>-1</sup> in the 0-30 cm and 0-90cm soil layer, respectively. Results obtained by Hoyle and Murphy (2011) indicate that incorporation of N rich vegetable residues can increase grain yields, even in dry years. A greater accumulation of mineral N in the soil profile to 60cm has been observed following leguminous crops compared to non-leguminous crops (Francis et al., 1994, Hoyle & Murphy, 2011).

The N release and subsequent plant availability will depend on crop residue quality and time period between incorporation of crop residues and succeeding crop (Fink, 2000, Riley, 2002). In a study performed by Fink et al. (2000) only 20% of N present could be used by the succeeding crop because of the slow mineralization rate of pea residues. However, in most vegetable crop residues up to 80% of total N mineralizes within 8 weeks (De Neve & Hofman, 1996).

### **LT.2.3.2 Nitrate leaching risk**

Coppens et al. (2007) found soil nitrate concentrations to depend both on residue location and quality. Leaving crop residues on the surface as compared to crop residue incorporation may limit N availability for decomposer communities and therefore decrease N uptake by soil microorganisms (Corbeels et al., 2003, Magid et al., 2006, Coppens et al., 2007). Furthermore when leaving crop residues on the surface, a reduced evaporation and larger water content of the top soil layer is often observed (Rasmussen, 1999). Hence less rainfall would be required before leaching begins when residues are left on the surface compared to incorporated residues (Coppens et al., 2007).

However, other studies observed higher nitrate concentrations after incorporation of cauliflower crop residues in fall compared to when crop residues remained on the surface. In these studies the increase of mineralization rate due to incorporation of crop residues appears to be greater than a possible increase of net N accumulation in the top soil layer when crop residues remain on the surface (PCG, 2009). Similar results were obtained in a field experiment set up on a sandy loam soil with savoy cabbage residues. Throughout the experiment the highest nitrate concentrations were found following residue incorporation compared to removal or leaving the crop residues on the soil surface. No difference in nitrate concentrations during late autumn and early winter was found between these last two treatments. However higher nitrate levels were measured during spring in the experimental plots where residues had been left on the soil surface compared to removal of crop residues (Inagro, 2011).

Hoyle et al. (2011) found N fluxes to be mainly determined by climatic and soil properties and suggest that crop type and incorporation method do not significantly alter N release pattern or timing (Hoyle & Murphy, 2011). The importance of soil properties was also observed by Bending et al. (2009).

### **LT.2.3.3 Gaseous losses**

Nitrogen gaseous losses can occur as  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$  and  $\text{N}_2$ . Generally the magnitude of gaseous losses are proportional with the N content of crop residues (Whitehead & Lockyer, 1989, Larsson

et al., 1998, Vinther et al., 2004,). Cumulative ammonia volatilization was found to be negligible from plant material with a N concentration below 2%, but up to 10% of the N content of plant material with 4% N (de Ruijter et al., 2010). Incorporation of crop residues significantly reduces ammonia volatilization (Mannheim et al., 1997). Cumulative ammonia volatilization of leek residues remaining on the soil surface amounted 10.8% of total N content after 119 days compared to 0.07% when leek residues were incorporated (de Ruijter et al., 2010).

Gaseous losses may also occur via  $N_2O$  and  $N_2$  produced through denitrification. Incorporation of crop residues into soil increases N availability and can form local anaerobic zones, therefore often stimulating  $N_2O$  emissions (Smith et al., 1997, Baggs et al., 2000, Ambus et al., 2001). Increased  $N_2O$  emissions following incorporation of lettuce residues were measured compared to leaving the lettuce residues on the soil surface (Baggs et al., 2000). In a laboratory study conducted on a sandy soil total  $N_2O$  emission from white cabbage, Brussels sprouts and broccoli ranged between 0.13 and 14.6% of the amount of N added as residue. However when the experiment was set up on a clay soil total  $N_2O$  emission was smaller than 1% of total residue N for all residues. The mechanisms for this difference is not clear but the authors suggest the higher C and water soluble carbon contents of the sandy soil may have caused the higher potential denitrification rate in the sandy soil compared to the clay soil (Velthof et al., 2002).

#### **LT.2.3.4 Possible disease propagation**

Vegetable crop residues with an intact rooting system may start to regrow after harvest. This aids in depleting soil mineral N content but may have adverse effects on disease control. Retaining crop residues on the soil surface may lead to a wetter and cooler soil environment due to reduced evaporation (Dao, 1993) and increased reflectivity (Dalmago et al., 2004). Depending on plant disease this changed microclimate may stimulate, mitigate or have no effect on the propagation of the disease or pathogen (Mann et al., 2002). Similarly the retention of infested crop residues might increase plant pathogen numbers and hence infestation frequencies. In a field experiment established in Central Mexico on a *Cumulic Phaeozem soil* residue retention significantly increased maize root rot incidence compared to residue removal (Govaerts et al., 2007). Crop rotations seem crucial to control pathogen numbers and weed population density (Liebman & Dyck, 1993, Barker & Koenning, 1998, Gonzalez-Diaz et al., 2012). Some studies report a decreased crop yield because of difficulties in planting through the residue mulch and poor stand establishment (Swan et al., 1994, Burgess et al., 1996).

### LT.2.3.5 Conclusion

Incorporation of vegetable crop residues enhances mineralization rate and N supply for succeeding crops. However, often during late autumn and winter no crops are present to take up N and vegetable crop residue incorporation increases the risk of nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions. Leaving the crop residues on the soil surface may be a possible strategy to bridge the winter and preserve N present in the residues until spring. However increased NH<sub>3</sub> emissions and propagation of plant diseases are possible drawbacks which should be taken into account.

## LT.2.4 N-immobilizing materials

Manipulating the N mineralization of vegetable crop residues or immobilizing the N in microbial biomass by using organic materials with a large C:N ratio may be a management strategy to reduce NO<sub>3</sub><sup>-</sup> leaching during winter.

### LT.2.4.1 Rationale

Co-incorporation of vegetable crop residues with other organic material may influence NO<sub>3</sub><sup>-</sup> leaching either through N immobilization in microbial biomass or by reducing N mineralization rate (De Neve et al., 2004, Chaves et al., 2007, Rahn et al., 2009). Biochemical characteristics that promote N immobilization or decrease N mineralization include a high C:N ratio, a high lignin content and high polyphenol content (Chaves et al., 2007, Vaughan et al., 2011). Materials rich in C and low in N stimulate immobilization of soil mineral N through microbial uptake, whereas a high lignin or polyphenol content slows down microbial decomposition of vegetable crop residues. Polyphenols have a twofold influence on the N mineralization and immobilization process. Polyphenols possess a strong affinity for amide groups and hence have a strong protein binding capacity (Palm & Sanchez, 1991, Handayanto et al., 1997). Furthermore they exert a direct toxic effect on soil microbial biomass hence suppressing N mineralization (Capasso et al., 1995, Hewlett et al., 1997). Materials such as immature compost, straw, paper waste and saw dust have been shown to reduce N leaching under controlled conditions (Motavalli & Discekici, 2000, Chaves et al., 2006, Vaughan et al., 2011).

### LT.2.4.2 Laboratory and field studies

Leek residues (*Allium porrum*) were incubated with a sandy loam soil, alone and in combination with straw, immature green waste compost and tannic acid. After 15 weeks N immobilization by straw and tannic acid amounted 26 mg N kg<sup>-1</sup> soil. Compost resulted in a N immobilization of 41.4 mg N kg<sup>-1</sup> soil (De Neve et al., 2004). Similar results were found in a laboratory experiment in which 15 N labeled celery residues were incorporated with straw and incubated for 84 days. In the celery treatment celery derived N contributed 36% to the total mineral N pool compared to -1.2% in the

straw treatment. This shows that the straw immobilized both mineral N derived from the celery residues and soil mineral N (Chaves et al., 2006).

In a field experiment performed on a sandy loam soil in South-England sugar beet foliage was incorporated with compacter waste provided by the cardboard industry. Incorporation of sugar beet leaves with compacter waste significantly decreased leaching losses by one third compared to incorporation without compacter waste (Rahn et al., 2009). In a field experiment established on a loamy sand soil co-incorporation of cauliflower residues with straw, green waste compost or saw dust lead to a N immobilization of 54% to 68% of the N released by cauliflower residues while leaching was reduced by 56% to 68% (Chaves et al., 2007). Homogeneously mixing crop residues with immobilizing materials appears to be an important factor for obtaining maximum immobilization potential (Chaves, 2006).

A study performed by Chaves et al. (2005) indicates that co-incorporation of immobilizing materials with vegetable residues might also reduce N<sub>2</sub>O emissions. Celery residues with an immobilizing material was mixed with a sandy loam soil and incubated at 15°C. Straw, green waste compost and saw dust were found to reduce N<sub>2</sub>O emission by 60%, 55% and 53% compared to a celery only treatment. This reduction was probably due to immobilization of celery derived N reducing the substrate concentration for the denitrification process, also the immobilizing materials were ground and dried before application and probably decomposed rapidly, leading to a stronger O<sub>2</sub> depletion and hence faster reduction of N<sub>2</sub>O to N<sub>2</sub> (Chaves et al., 2005). In a field experiment evaluating co-incorporation of sugar beet leaves with compacter waste on a sandy loam soil reduced N<sub>2</sub>O emission was also observed when compacter waste was applied compared to sugar beet leaves only (Rahn et al., 2009).

#### **LT.2.4.3 Long term effects**

Once N derived from vegetable crop residues has been immobilized by organic amendments it should be timely released in order to be available for the subsequent crop. A delayed N release might result in a yield reduction of a subsequent crop (Motavalli & Discekici, 2000, Rahn et al., 2009). In a two-year field experiment on a sandy loam soil sugar beet foliage was incorporated with compacter waste at two application rates (3.75 ton C ha<sup>-1</sup> and 7.5 ton C ha<sup>-1</sup>). During the first year co-incorporation of compacter waste at a single and double rate reduced grain yield by 21% and 63% respectively relative to incorporation of sugar beet foliage only. During the second year co-incorporation of compacter waste at the single rate reduced grain yield by 20%. However application of the double rate compacter waste only reduced grain yield by 3% (Rahn et al., 2009). Thus negative effect on yield seemed to be smaller during the second year. Similar results have been obtained for



grain yields following incorporation of paper mill sludge (Aitken et al., 1998, Motavalli & Discekici, 2000).

#### **LT.2.4.4 Potential of immobilizing materials**

Use of immobilizing materials appears promising to reduce N losses through nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emission but further optimization concerning the potential material, to be used set-up and manner of application is needed via field experiments.

Application of immobilizing materials results in a higher N input to the soil. Higher microbial biomass has been observed after co-incorporation. These effects combined with mineralization of earlier incorporated N might lead to an increased soil N mineralization and thus a higher mineral N content (Silgram & Chambers, 2002, Chaves, 2006). Ideally N remineralization would occur during the growing season and might potentially reduce fertilizer demand. However, out-of-season N mineralization should be prevented to avoid an increased risk of NO<sub>3</sub> leaching. Research has been performed to manipulate N release by stimulating remineralization of incorporated N by adding high quality organic material such as molasses. Despite promising data achieved through laboratory experiments (De Neve et al., 2004), no conclusive results have yet been obtained in field tests (Chaves et al., 2007).

### **LT.3 Removal of vegetable crop residues**

Large amounts of N may be released by vegetable crop residues which may result in high mineral N content and possible nitrate leaching during winter. Complete removal of vegetable crop residues is a very drastic but efficient measure to reduce nitrate leaching (Armbruster et al., 2013). An improved synchronization of crop nutrient demand and nutrient availability may be achieved by removal and subsequent timely reapplication of crop residues.

Here we will first discuss some practical problems related to crop residue removal, followed by a discussion of a number of possible treatments of the residues after removal.

#### **LT.3.1 Soil compaction**

Removal of crop residues often takes place in adverse weather and soil conditions and may cause soil compaction due to passage of heavily loaded farming equipment. Soil compaction alters soil properties by crushing aggregates or combining them in larger units, increasing the bulk density and reducing the number of coarser pores (Bauder et al., 1981, Richard et al., 1999, Delgado et al., 2007). This causes a decreased permeability to air, water and roots and brings about adverse effects (Wilhelm et al., 2004, Batey, 2009). In a 3-yr experiment on a silt loam soil the effect on an artificially

induced compaction layer starting at 10cm on crop yield of cabbage (*Brassica oleracea* L. capitata group), cucumber (*Cucumis sativus* L.), snap bean (*Phaseolus vulgaris* L.), and sweet corn (*Zea mays* L.) was examined. The average reduction in total marketable yield was 73%, 49%, 41% and 34% for cabbage, snap bean, cucumber and sweet corn, respectively (Wolfe et al., 1995). Furthermore the formation of waterlogged or anoxic zones due to soil compaction may lead to enhanced denitrification and hence loss of N (Batey & Killham, 1986, Ruser et al., 2006). In experiments performed on potato fields highest N<sub>2</sub>O emissions were measured from tractor-compacted soil (Flessa et al., 2002).

### LT.3.2 Technical constraints for removing vegetable crop residues

Crop residue removal is a common practice for cereal crops whereas residues of most vegetable crops are normally left on the field whether or not followed by incorporation. Harvest machines are currently not designed to efficiently collect vegetable crop residues and should be adjusted to render residue removal feasible. Inquiry of farmers and constructors indicate that most potential is expected for cabbage crops. Research considering modification of red beet and potato harvest machines has been performed and removal of crop foliage was found to be technically feasible by collection of the foliage in a tip trailer following the harvest machine (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). A serious matter of concern is the large amount of soil removed together with the crop residues which very seriously compromises subsequent processing. Currently farmers are reluctant to remove vegetable crop residues given the additional energy and effort needed in the operation. Hence the economic and ecological profit should be large enough in order to convince farmers to make the required investments.

## LT.4. Composting

As mentioned earlier vegetable crop residues may be composted on-field or removed to be composted on-farm or in a large-scale composting plant. The course of the composting process will be affected by the amount and ratio of added structural material and optimization is needed to obtain a high quality compost. Following composting a stable product is achieved which may be returned to the field on a suitable moment to maintain soil organic matter and nutrient reserves and maximize synchronization between N availability and demand.

### LT.4.1 Composting of vegetable crop residues

Vegetable crop residues are characterized by a high moisture content and small C:N ratio. Addition of structural material such as bark or wood chips is required to start and maintain the composting

process. N losses during composting of vegetable crop residues may be considerable due to the high N content. Composting potential of leek and broccoli residues, whether or not mixed with structural materials was evaluated (Table 3). Successful composting could only be realized when the vegetable crop residues were mixed with straw and wood chips. A mixing ratio of 1:1 (mass) vegetable crop residue: structural materials was applied. N- losses during the composting process amounted to 4-6% and 10-17% for the broccoli and leek compost pile, respectively (Postma et al., 2008). N losses from compost piles consisting of leek residues and young green waste compost in a 1:1 or 1:2 mass ratio amounted 16% and 8% respectively. These losses occur mainly as gaseous losses since N losses via percolating water were found to be negligible (de Ruijter, 2012).

**Table 3: Properties of vegetable crop residue based compost piles. Results are expressed in kg ton<sup>-1</sup> compost (Postma et al., 2008).**

<b>Compost pile</b>	<b>Dry matter</b>	<b>N</b>	<b>P</b>
Leek, wood snippets (50/50 m%)	520	8,3	0.7
Broccoli, wood snippets (50/50 m%)	480	9.9	1.0

The chemical properties of VFG (Vegetable, Fruit and Garden waste) compost and green waste compost may be used as a first indication of the properties of compost of vegetable crop residues. However, the properties and quality of the end product of the composting process will vary due to variation in feedstock materials, set-up and process conditions. When composting takes place on the field, soil may be expected to be present in a considerable amount in the compost pile and a decrease of OM content may be expected.

**Table 4: Average composition of Vegetable, Fruit and Garden waste (VFG) –compost and green waste compost. (Vlaco vzw, 2009)**

	<b>VFG-compost</b>	<b>Green waste compost</b>	<b>Unit</b>
Moisture content	31.4	42.6	%
Organic matter	24,5	20.2	%
Total N	11	8	Kg N ton <sup>-1</sup>
Total P	2	0.6	Kg P ton <sup>-1</sup>
C/N ratio	12	17	-

Comparison with farm compost (i.e. a small-scale system of biomass reuse at the farm level) may also be useful. In contrast to VFG-compost a high diversity of ingredients is used for farm compost (Leroy et al., 2008). The composition of farm compost is highly diverse (Montemurro et al., 2010) and may

consist of vegetable crop residues as well as wood chips and bark, manure, straw, grass and soil (D'Hose et al., 2012). In a 3-yr experiment three separate farm compost trials were established. Compost pile composition was based on the availability of on-farm waste materials, such as manure and crop residues, and a ratio of 60% structural material and 40% easily degradable material as ideal starting point. The first farm compost trial consisted of grass hay, ground tree bark, poultry manure and wood shavings. The second compost trial was established with grass hay, straw of clover, ground popular bark. The final trial was set up with crop residues of leek, straw of grass, spoiled ensilaged maize and ground tree bark or wood ships. Large differences of Ca, Na, K and Mg concentrations between the composts were found, for both total and plant-available concentrations which may be explained by the diverse starting composition. In general the different farm composts were found to be rich in organic material due to the feedstock materials with a high lignin content. Chemical composition of the farm compost was compared to a green waste compost (Table 5) (Steel et al., 2012).

**Table 5: Chemical compost properties of farm compost and green waste compost (Steel et al., 2012)**

	Farm compost	Green waste compost
Organic matter	43.3 – 75.0%	28,4%
Electrical conductivity	284 – 984.5 S/cm	1254 S/cm
C/N ratio	17.4 – 30.1	13

### **LT.4.2 Effect of compost on soil properties**

Several positive effects are attributed to compost amendment of soil. Compost was shown to (i) protect against soil erosion (

Diacono & Montemurro,)), (ii) improve soil physical properties such as available water content (Weber et al., 2007, Curtis & Claassen, 2009) and aggregate stability (Annabi et al., 2007) and (iii) increase soil organic matter and nitrogen content (Celik et al., 2004, Curtis & Claassen, 2009,

Diacono & Montemurro,)). When reapplying compost of vegetable crop residues to the field not only C and nutrients present in the vegetable crop residues are reapplied in a stabilized form but also the C and nutrients of the added structural materials. The use of composts may alter soil physical and chemical properties and hence have a significant impact on soil flora and fauna. The nematode community is strongly affected by soil properties (Boag & Yeates, 1998) and several studies indicate

that organic amendments can cause changes to the entire nematode community (Nahar et al., 2006, Leroy, 2008, Renco et al., 2010). In the farm compost trial performed by Steel et al. (2012) (described in 4.1) the different composts were found to contain a relatively high abundance and diversity of nematodes (Steel et al., 2012). Application of a compost (48% olive pomace, 28% lettuce residue, 14% cow manure, 5% sawdust, 5% straw) resulted in an increase of bacterial feeding nematofauna and a suppression of plant parasitic species (Renco et al., 2010).

A 10-year field experiment in Flanders evaluated the effect of repeated green waste compost application on soil organic matter and N content compared to mineral fertilizers. Treatments comprised (i) annual application of 20 t ha<sup>-1</sup> green waste compost, (ii) bi-annual application of 30 t ha<sup>-1</sup> green waste compost, (iii) triennial application of 45 t ha<sup>-1</sup> and (iv) application of mineral fertilizer according to crop requirement. A 5-year crop rotation including cauliflower, carrots, leek, celery root and spinach and beans was set up. A significantly higher organic carbon content was observed when green waste compost was applied in a rate of 45 t ha<sup>-1</sup> whereas OC-content decreased in the mineral fertilizer treatment. The NO<sub>3</sub> content of the 0-90 cm soil layer measured between the 1<sup>st</sup> of October and the 15<sup>th</sup> of November in the final experiment year was lowest for the annual 20 t ha<sup>-1</sup> treatment and highest for the triennial 45 t ha<sup>-1</sup> and mineral fertilizer treatment (Inagro, 2010). This is consistent with field trials where repeated farm compost amendment enhances soil quality by increasing the soil nutrient pool, physical fertility and soil biota (D'hose et al., 2014, Willekens et al., 2014).

A long term field trial set up on a loamy soil in Flanders assessed the effect of VFG (Vegetable, Fruit and Garden waste) compost application on soil carbon content and nitrogen supply capacity. Compost was applied triennial, bi-annual or yearly at a rate of 15, 30 and 45 t ha<sup>-1</sup>. Soil carbon content increased with increasing frequency and amount of compost application. A gradual increase of mineral N stock in spring was observed over the years which may be explained by an increased N supply capacity (Tits et al., 2012). The latter effect may positively affect crop yield when N mineralization takes place during periods of high N demand but may lead to increased leaching when no N uptake is possible.

### **LT.4.3 Influence on crop N uptake and yield**

During the first years an increased N fertilizer demand and a similar or decreased crop yield might occur following compost application. Such effect was observed during the first three years of a four-year field experiment including potatoes, fodder beet, forage maize and Brussels sprouts. However during the fourth year the annual farm compost amendment resulted in a significant increase in dry

matter yield for all four crops. A combination of slow N release and better growing conditions due to continuous farm compost application were suggested as a possible explanation for the positive effect observed during the fourth year (D'Hose et al., 2012). Similarly in a three-year field experiment annual farm compost amendment in autumn at a rate of 0, 15 or 45 ton ha<sup>-1</sup> did not significantly affect crop yield in an intensive vegetable production system in Meulebeke, Belgium (Willekens et al., 2014). A decreased crop yield was observed in a long term field trial evaluating the application of green waste compost before a spinach crop. When the green waste compost was applied shortly before sowing date of the crop a reduced growth was observed. However when green waste compost was applied one year prior to planting, there was no negative effect (Inagro, 2010).

In a study conducted by Nevens et al. (2003), silage maize N concentration and N uptake were higher when VFG compost was applied compared to no compost or fertilizer application. In this experiment, N-efficiency i.e. the plant N uptake relative to the amount of N applied was estimated at 6% for VFG compost, compared to a N efficiency of 66% of slurry (Nevens & Reheul, 2003). A long term field trial with VFG compost was set up by the Soil Service of Belgium on a loamy soil. Treatments included yearly, two- and three-yearly application of VFG compost at a rate of 15, 30 or 45 ton ha<sup>-1</sup>. The results indicate that compost may replace a part of mineral nitrogen fertilizer and no indication of an immobilizing effect with low application rates was observed. N recovery rate varied between 4.5 – 21.7% (Tits et al., 2012). This is in agreement with other data found in literature (Iglesias Jimenez & Alvarez, 1993, Ecofys BV,2002). A significant increase in soil organic carbon and nitrogen could explain why the low N efficiency is not accompanied by an excessive increase in potential N loss (Nevens & Reheul, 2003).

#### **LT.4.4 Potential increase of nitrate leaching risk**

Repeated compost application during a long period will lead to a gradual increase of soil organic matter content and hence potential soil N mineralization (Gerke et al., 1999). In a seven-year experiment the effect of an annual application of either compost (C:N 6, 800 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), coated urea or ammonia (both 400 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) to a loam soil on NO<sub>3</sub> leaching was evaluated. Every year Sweet corn (*Zea mays* L.) was grown from May to August, Chinese cabbage (*Brassica rapa* L. var. *Amplexicaulis*) from September to December or cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *Capitata*) from September to January. During the first three years no changes in nitrate concentrations were observed in soil water at 1m depth in the compost plot. A large portion (54–68%) of N applied as compost was found to accumulate in the topsoil layer. However, towards the end of the experiment

NO<sub>3</sub>-N concentrations in the compost plot reached the same levels as the urea and ammonia treated plots. Soil C:N ratio was found to decrease in the compost treatment resulting in a higher mineralization rate (Maeda et al., 2003).

Reapplication of composted vegetable crop residues returns most of the N removed before winter back to the field. As discussed earlier (section 3.2.1) some N losses may occur during the composting process. However other materials, such as straw or wood chips, are added to the compost pile and also contribute to the total N content of the finalized compost. The composition of the compost pile and conditions of the composting process will determine how much N will be returned to the field.

N release of composted vegetable crop residues takes place over several years instead of rapid mineralization of fresh vegetable crop residues. This release may be quantified and taken into account for fertilizer recommendation to decrease nitrate leaching risk. Furthermore reapplication of composted crop residues during spring allows to improve synchronization between N apply and demand.

#### **LT.4.5 Potential constraints**

As mentioned earlier vegetable crop residues have a low dry matter content. Addition of structural material is required for successful composting. Experiments are needed to determine the optimal composition of compost piles based on vegetable crop residues. Furthermore open field vegetable crops are often harvested in late autumn when environmental conditions for composting are not optimal. Adjustments necessary to ensure appropriate composting, such as addition of structural material or rain protection, appear feasible. Air washers may be used to recover N lost via gaseous losses.

#### **LT.5. Co-digestion of vegetable crop residues**

In 2011 the installed biogas capacity in Flanders amounted to 88 MW<sub>e</sub> (Biogas-e vzw, 2012) and represented 9,7% of the total net green energy production (VITO, 2012). Anaerobic co-digestion could valorize the unexploited energy potential of vegetable crop residues through methane production and may take place in large-scale plants or smaller farm-scale plants such as 'pocket digesters'. The separated solid fraction of the digestate may be composted in order to obtain a more stabilized material that can be applied to soil.

## LT5.1 Advantages

### *LT5.1.1 Retain N*

Next to energetic valorization anaerobic co-digestion could reduce N losses via water and air (Lehtomäki, 2006). Vegetable crop residues supply high amounts of N, increasing the degree of nitrate leaching and ammonia volatilization, and provide easily available C, promoting N<sub>2</sub>O production (Baggs et al., 2000, Velthof et al., 2002, Oik, 2008). Removal and digestion of vegetable crop residues largely avoids these losses while preserving the removed N in the produced digestate (Möller & Stinner, 2009, Vlaco vzw, 2012). Application of digested vegetable crop residues to the field during spring renders the retained nutrients available for following crops and improves nutrient recycling (Svensson et al., 2006, Borjesson & Berglund, 2007, Möller & Müller, 2012). Removal and digestion of red beet foliage and reapplication of the produced digestate was found to reduce ammonium emission to air by 5 kg ha<sup>-1</sup> and nitrate emissions to soil and water by 11 kg ha<sup>-1</sup> compared to leaving the foliage on the field (de Ruijter, 2012).

During anaerobic digestion conversion of organically bound N into mineral N takes place (Sørensen et al., 2011). Hence reapplication of digested vegetable crop residues would lead to an increased plant N availability during the first year, but a lower residual effect in the years after application (Schroder et al., 2007). Due to a higher N availability of digested vegetable crop residues compared to untreated crop residues reduction of N application rate may be required. A lower N leaching would be expected as the application rate of total N is reduced (Sørensen et al., 2011). In a pot trial the effect on nitrate leaching of liquid digestate generated from digested cattle slurry and two types of inorganic fertilizer (N and NPK) applied to different grass leys was evaluated. Equal amounts of N were applied in each treatment. Nitrate concentration in soil solution was significantly lower when digestate was applied compared to the inorganic fertilizers (Walsh et al., 2012).

### *LT5.1.2 Fertilizer value of digestate*

Reapplication of digested vegetable crop residues may have beneficial effects when integrated into good agricultural practices (Albuquerque et al., 2012). No nutrients are eliminated during anaerobic digestion but the composition and nutrient availability of the digested product may differ from the feedstock. Anaerobic digestion converts about 60-80% of organically bound N to ammonia and enhances N availability. Plant N availability of digested plant materials has been found to be similar to that of digested cattle slurry (Sørensen et al., 2011). Phosphorus availability has also been found to increase (Vlaco vzw, 2012). Anaerobic digestate of wine distillery wastewater was applied for three consecutive years in lettuce fields under Mediterranean conditions at a rate of 140 kg N ha<sup>-1</sup> and compared to no fertilizer or conventional fertilizer addition. Application of digestate led to significantly higher crop yields compared to no fertilizer application, while equal crop yields could be



obtained for digestate application compared to conventional fertilizer application (Montemurro et al., 2010). Improved crop yield has also been observed when digestate was applied in red beet crop rotations. The yield of marketable red beets increased by 33% with effluent from 2 ha ley and beet foliage and 53% with effluent from 3 ha-ley and beet foliage compared with red beets grown without effluent fertilization after a green manure ley (Gunnarsson et al., 2011).

Furthermore anaerobic digestion performed under thermophilic condition (55°C) reduces pathogens and weeds (Ryckeboer et al., 2002, Sahlstrom, 2003, Lloret et al., 2012) and improves the phytosanitary hygiene compared to leaving crop residues on the field.

However depending on the raw materials and process characteristics digestate composition may vary greatly. Parameters to be controlled include N and P application rate, degree of stability, heavy metal load and digestate hygiene (Al Seadi, 2002, Albuquerque et al., 2012). A certain degree of OM stability is required in order to avoid detrimental effects on the plant-soil system. Application of unstable and easily biodegradable materials promotes microbial activity resulting in temporary immobilization of inorganic N in microbial biomass and thus loss of N-fertilizer value (Albuquerque et al., 2012).

#### *LT.5.1.3 Renewable energy source*

Anaerobic digestion valorizes the energy value of crop residues and provides a renewable energy source that doesn't compete with food production for land usage. The possible energy yield will be determined by the biomass yield and biomass convertibility to methane. The methane potential has been investigated for different crops with an emphasis on cereals and grasses (Lethomaeki, 2006). Some limited research concerning vegetable crop residues is available (Table 5). For comparison, the methane potential of slaughter facility sludge, pig and dairy cattle manure amounts to 0.60, 0.356 and 0.148 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg volatile solids<sup>-1</sup> respectively (Möller et al., 2004, Moody et al., 2011).

**Table 5: Methane potential of vegetable crop residues (standard deviation in parenthesis) (Nallathambi Gunaseelan, 2004).**

<b>Feedstock</b>	<b>m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / kg volatile solids</b>
Cauliflower leaves	0.190 (0.009)
Cauliflower stem	0.331 (0.013)
Carrot leaves	0.241 (0.008)
Carrot petiole	0.309 (0.010)
Headed cabbage leaves	0.309 (0.013)
Headed cabbage stem	0.291 (0.012)

The feasibility of co-digestion of pig manure with sugar beet leaves, potato foliage, grass and maize was examined in a Dutch study. Anaerobic digestion of 21400 ton pig manure without additional co-fermentants yielded a biogas production of 343,800 m<sup>3</sup> yr<sup>-1</sup>. Addition of 1600 ton dry matter of grass, sugar beet foliage, potato foliage or maize increased biogas production to 716,500; 738,400; 830,600 and 843,600 m<sup>3</sup> yr<sup>-1</sup> respectively (Ecofys BV, 2002).

#### *LT.5.1.4 Greenhouse gas emissions*

Net CO<sub>2</sub> contribution of biogas to the atmosphere is considered to be zero since combustion of biogas releases only recently captured carbon. The energy gained by combustion of biogas may displace fossil fuels which contribute to the greenhouse effect. During anaerobic digestion easily degradable organic matter is decomposed and used as an energy source. The digested products contain less C but the remaining C is more recalcitrant (Vlaco vzw, 2012). This may cause a decrease of microbial decomposition rate (Kirchmann & Bernal, 1997, Clemens & Huschka, 2001) and less anoxic microsites due to a lower oxygen consumption. Hence favorable conditions for N<sub>2</sub>O emissions are avoided (Möller & Stinner, 2009). Balancing N<sub>2</sub>O-emissions over a whole cropping system showed a 38% decrease for harvest, digestion and reapplication of spring pea crop residues and cover/grass-leys within the same cropping system compared to mulching and incorporation of the biomass as green manure (Möller & Stinner, 2009). Additional greenhouse gas emissions may be avoided by digestion of manure due to a reduction of conventional manure storage (Vlaco vzw, 2012).

### **LT.5.2 Constraints**

Crop residues are only seasonally available and storage of crop residues may be needed to ensure continuous operation of the digester. Possible storage would be ensilage of crop residues. Ensilage has been found to increase the methane potential (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS added) of sugar beet tops by 6%. However a negative effect has been observed for cauliflower and white cabbage residues, with methane potential decreasing by 3% and 10% respectively (Zubr, 1986).

Fruit and vegetable wastes tend to have high moisture levels, high organic carbon contents and are readily biodegraded in an anaerobic digester (Appels et al., 2011, Jiang et al., 2012). These properties enhance a rapid hydrolysis which may lead to acidification of a digester and the consequent inhibition of methanogenesis (Ward et al., 2008). Co-digestion with other feedstocks or addition of alkaline buffer (Hills & Roberts, 1982) or use of a two-phase digester may be needed to ensure stable performance (Bouallagui et al., 2005).

During mechanical removal of vegetable crop residues within the framework of this project the crop residues contained a high soil load. Hence a pretreatment would be needed before valorization by means of anaerobic digestion could take place.

### LT.5.3 Economical balance

Economic efficiency of anaerobic digestion depends on investment costs, operating costs and optimum methane production. Vegetable crop residues as possible substrate have the advantage of being present in large amounts while the direct costs to produce them are often low. However additional costs related to harvest and transport of vegetable crop residues may be considerable. A Dutch study assessed costs required for codigestion of verge grass, sugar beet foliage, potato foliage and maize with pig manure (Fig. 7). Only codigestion of verge grass appeared to be profitable, whereas additional costs to gather and transport crop residues of sugar beet, potatoes and maize were too high to even attain a break-even situation (Ecofys BV, 2002).

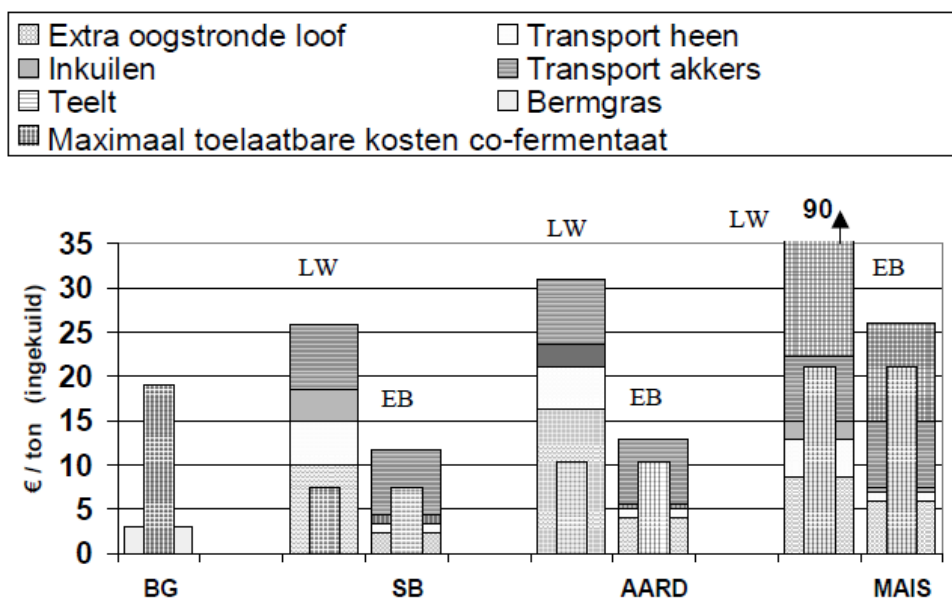


Figure 7: Assessed costs of codigestion (wide bars) of verge grass (BG), sugar beet foliage (SB), potato foliage (AARD) and maize (MAIS) compared to maximal permitted costs to break even (thin bars). LW= wage work, EB= no wage work (Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.).

Large centralized plants offer more advantageous operating costs, but also imply longer transport distance which might tip the economic balance. As discussed earlier application of digestate may have beneficial effects on soil N availability, crop yield and N use efficiency (Gunnarsson et al., 2011, Möller & Stinner, 2009). Hence anaerobic digestion and reapplication of vegetable crop residues may reduce fertilizer requirements and costs.

#### **LT.5.4 Potential of co-digestion**

Anaerobic co-digestion allows to valorize the energetic content of vegetable crop residues and retain nutrients in the produced digestate which can be reapplied to the field.

The feasibility of anaerobic digestion of vegetable crop residues will be influenced by several factors such as the methane potential of the residues, the used technologies, needed energy supply and handling costs. Current legislation discourages the use of plant based feedstocks and adjustment would be necessary if co-digestion of vegetable crop residues entails environmental and economic advantages. Furthermore governmental incentives appear necessary to render co-digestion of vegetable crop residues profitable.

## LT.6. Ensilage of vegetable crop residues

### LT.6.1 Introduction

Ensilage is a simple and low-cost strategy to enable long term conservation and valorization of vegetable crop residues. Ensilaged vegetable crop residues may be reapplied to the field in order to close nutrient cycles and maintain soil fertility or used as feeding supplement for livestock (Cao et al., 2011). The vegetable crop residues may be mixed with structural materials such as straw prior to ensilage to reduce N losses. Ensilage changes the chemical nature of the feed and can render some previously unpalatable products useful to livestock (Chedly & Lee, 2000).

### LT.6.2 Silage composition

Ensilaged material should contain between 20-50% of moisture for a great compressibility in order to eliminate air. These moisture contents can easily be met with vegetable crop residues (USDA, 2013). However, excessive moisture of more than 75% leads to an undesirable fermentation in later phases and produces sour silage (Chedly & Lee, 2000, Yahaya et al., 2002). The silage fermentation quality of vegetable crop residues (white cabbage (*Brassica campestris* L. var. capitata), Chinese cabbage (*Brassica rapa* L. var. glabra Regel), red cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata F. rubra) and lettuce (*Lactuca sativa* L.)) was evaluated in small-scale fermentation systems (Cao et al., 2011).

The four types of residues had a high moisture content (>95%) and higher crude protein and water content, but lower organic matter content than do some types of fresh forage such as alfalfa and Italian ryegrass (Cai et al., 1999). In all silages pH values decreased and lactic acid contents increased. Ammonia-N content increased rapidly after ensiling in all silages, but significantly higher ammonia-N was measured in silages of Chinese cabbage and lettuce (Table 6). Some of the crude protein present in Chinese cabbage appeared to have been degraded to produce ammonia-N, which decreased organic matter content and resulted in nutrient loss during the ensiling processes. Although no significant difference was observed among residues, Chinese cabbage tended to decrease fodder digestibility. However, high digestibility was still found for all vegetable residue silages (Cao et al., 2011).

Tabel 6: Ammonia content of vegetable crop residues after 0 and 30 days of ensilage (FM= fresh matter) (Cao et al., 2011).

Vegetable residue	Ammonia N (g/ kg FM)	
	0	30
White cabbage	0.11	0.26
Chinese cabbage	0.05	0.58
Red cabbage	0.13	0.28
lettuce	0.03	0.35

### LT.6.3 Field reapplication

To the best of our knowledge no research concerning field application of ensiled vegetable crop residues has yet been performed. Ensiled vegetable crop residues contained more ammonia-N than the starting materials (Cao et al., 2011) and may hence be a source of easily available N for crops during spring. However, N leaching risk may increase when the ensiled residues are applied during periods of low N crop demand. To fully assess the potential of removal, ensilage and reapplication of vegetable crop residues as possible management strategy, additional research concerning the influence of ensiled residues on C and N mineralization and soil properties is needed.

# Referenties

---

Abiven, S., Recous, S., Reyes, V. & Oliver, R. (2005), 'Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality', *Biology and Fertility of Soils* **42**, 119–128.

Accoe, F., Boeckx, P., Busschaert, J., Hofman, G. & Van Cleemput, O. (2004), 'Gross N transformation rates and net N mineralisation rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age', *Soil Biology & Biochemistry* **36**(12), 2075–2087.

Aitken, M., Evans, B. & Lewis, J. (1998), 'Effect of applying paper mill sludge to arable land on soil fertility and crop yields', *Soil Use and Management* **14**(4), 215–222.

Al Seadi, T. (2002), Good practice in quality management of ad residues from biogas production, Technical report, IEA Bioenergy, Task 24–Energy from Biological Conversion of Organic Waste.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C. & Pilar Bernal, M. (2012), 'Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils', *Agriculture Ecosystems & Environment* **160**(SI), 15–22.

Alvarez, R. (2005), 'A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage', *Soil Use and Management* **1**, 38–52.

Alvarez, R., Diaz, R. A., Barbero, N., Santanatoglia, O. J. & Blotta, L. (1995), 'Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage systems', *Soil and Tillage Research* **33**(1), 17 – 28.

Amato, M., Jackson, R., Butler, J. & Ladd, J. (1984), 'Decomposition of Plant-Material in Australian Soils. Residual Organic C-14 and N-15 from Legume Plant-Parts Decomposing under Field and Laboratory Conditions', *Australian Journal of Soil Research* **22**(3), 331–341.

Ambus, P., Jensen, E. & Robertson, G. (2001), 'Nitrous oxide and N-leaching losses from agricultural soil: Influence of crop residue particle size, quality and placement', *Phyton-Annales Rei Botanicae* **41**(3), 7–15.

Angers, D. & Recous, S. (1997), 'Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size', *Plant and Soil* **189**(2), 197–203.

- Annabi, M., Houot, S., Francou, F., Poitrenaud, M. & Le Bissonnais, Y. (2007), 'Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities', *Soil Science Society of America Journal* **71**(2), 413–423.
- Appels, L., Lauwers, J., Degreve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J. & Dewil, R. (2011), 'Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges', *Renewable & Sustainable Energy Reviews* **15**(9), 4295–4301.
- Armbruster, M., Launn N., Heger, A. & Wiesler, F. (2013). 'Integrated nitrogen management – a strategy to improve nitrogen efficiency in intensive field vegetable production'. *Proceedings of the Nutrihort Conference, Ghent*, p149–155.
- Askegaard, M., J.E., O., Rasmussen, I. & Kristensen, K. (2011), 'Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management', *Agriculture, Ecosystems & Environment* **142**, 149–160.
- Aufhammer, W., Stuetzel, H., Kuebler, E. & Fiegenbaum, A. (1992), 'Interplanting of non-legumes into faba bean (*vicia faba* L.) to reduce the risk of nitrate contamination of the ground water', *European Journal of Agronomy* **1**, 59–69.
- Baggs, E., Rees, R., Smith, K. & Vinten, A. (2000), 'Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues', *Soil Use and Management* **16**(2), 82–87.
- Ball, B. C., Bingham, I., Rees, R. M., Watson, C. A. & Litterick, A. (2005), 'The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions', *Canadian Journal of Soil Science* **85**(5), 557–577.
- Barker, K. & Koenning, S. (1998), 'Developing sustainable systems for nematode management', *Annual Review of Phytopathology* **36**, 165–205.
- Batey, T. (2009), 'Soil compaction and soil management - a review', *Soil Use and Management* **25**(4), 335–345.
- Batey, T. & Killham, K. (1986), 'Field Evidence on Nitrogen Losses by Denitrification', *Soil Use and Management* **2**(3), 83–86.
- Bauder, J., Randall, G. & Swann, J. (1981), 'Effect of 4 Continuous Tillage Systems on Mechanical Impedance of a Clay Loam Soil', *Soil Science Society of America Journal* **45**(4), 802–806.



- Bending, G. & Turner, M. (1999), 'Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil', *Biology and Fertility of Soils* **29**(3), 319–327.
- Berntsen, J., Olesen, J., Petersen, B. & Hansen, E. (2006), 'Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops', *European Journal of Agronomy* **25**, 383–390.
- Biogas-e vzw (2012), 'Voortgangsrapport 2012. Anaerobe vergisting in Vlaanderen.'. Demolder, L. and De Mey, J. and Rousseau, D. and Meers, E.
- Black, A. (1973), 'Soil Property Changes Associated with Crop Residue Management in a Wheat-Fallow Rotation', *Soil Science Society of America Journal* **37**(6), 943–946.
- Blanco-Canqui, H. & Lal, R. (2007), 'Soil and crop response to harvesting corn residues for biofuel production', *Geoderma* **141**(3-4), 355–362.
- Blanco-Canqui, H. & Lal, R. (2009a), 'Corn Stover Removal for Expanded Uses Reduces Soil Fertility and Structural Stability', *Soil Science Society of America* **73**(2), 418–426.
- Blanco-Canqui, H. & Lal, R. (2009b), 'Crop Residue Removal Impacts on Soil Productivity and Environmental Quality', *Critical reviews in plant sciences* **28**(3), 139–163.
- Boag, B. & Yeates, G. (1998), 'Soil nematode biodiversity in terrestrial ecosystems', *Biodiversity and Conservation* **7**(5), 617–630.
- Bolger, T., Angus, J. & Peoples, M. (2003), 'Comparison of nitrogen mineralisation patterns from root residues of *Trifolium subterraneum* and *Medicago sativa*', *Biology and Fertility of Soils* **38**(5), 296–300.
- Bordovsky, D., Choudhary, M. & Gerard, C. (1999), 'Effect of tillage, cropping, and residue management on soil properties in the Texas Rolling Plains', *Soil science* **164**(5), 331–340.
- Borjesson, P. & Berglund, M. (2007), 'Environmental systems analysis of biogas systems - Part II: The environmental impact of replacing various reference systems', *Biomass & Bioenergy* **31**(5), 326–344.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. & Hamdi, M. (2005), 'Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes', *Process Biochemistry* **40**(3-4), 989–995.
- Buhre, C., Kluth, C., Buercky, K., Maerlaender, B. & Varrelmann, M. (2009), 'Integrated Control of Root and Crown Rot in Sugar Beet: Combined Effects of Cultivar, Crop Rotation, and Soil Tillage', *Plant Disease* **93**(2), 155–161.

- Burgess, M., Mehuys, G. & Madramootoo, C. (1996), 'Tillage and crop residue effects on corn production in Quebec', *Agronomy Journal* **88**(5), 792–797.
- Cai, Y., Benno, Y., Ogawa, M. & Kumai, S. (1999), 'Effect of applying lactic acid bacteria isolated from forage crops on fermentation characteristics and aerobic deterioration of silage', *Journal of Dairy Science* **82**(3), 520–526.
- Camberato, J. (2001), 'Nitrogen in soil and fertilisers', *SC Turfgrass Foundation News* **8**, 6–10.
- Cao, Y., Cai, Y., Takahashi, T., Yoshida, N., Tohno, M., Uegaki, R., Nonaka, K. & Terada, F. (2011), 'Effect of lactic acid bacteria inoculant and beet pulp addition on fermentation characteristics and in vitro ruminal digestion of vegetable residue silage', *Journal of Dairy Science* **94**(8), 3902–3912.
- Capasso, R., Evidente, A., Schivo, L., Orru, G., Marcialis, M. & Cristinzio, G. (1995), 'Antibacterial Polyphenols from Olive Oil Mill Waste-Waters', *Journal of Applied Bacteriology* **79**(4), 393–398.
- Carter, M. (1992), 'Influence of Reduced Tillage Systems on Organic Matter, Microbial Biomass, Macro-Aggregate Distribution and Structural Stability of the Surface Soil in a Humid Climate', *Soil & Tillage Research* **23**(4), 361–372.
- Celik, I., Ortas, I. & Kilic, S. (2004), 'Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil', *Soil & Tillage Research* **78**(1), 59–67.
- Chaves, B. (2006), Manipulating nitrogen release from vegetable crop residues by use of on- and off-farm organic wastes, Master's thesis, Ghent University.
- Chaves, B., De Neve, S., Boeckx, P. & Van Cleemput, O. (2007), 'Manipulating nitrogen release from nitrogen-rich crop residues using organic wastes under field conditions', *Nutrient Management & Soil & Plant Analysis* **71**, 1240–1250.
- Chaves, B., De Neve, S., Cabrera, M., Boeckx, P., Van Cleemput, O. & Hofman, G. (2005), 'The effect of mixing organic biological waste materials and high-N crop residues on the short-time N<sub>2</sub>O emission from horticultural soil in model experiments', *Biology and Fertility of Soils* **41**(6), 411–418.
- Chaves, B., De Neve, S., Piulats, S., Boeckx, P., Van Cleemput, O. & Hofman, G. (2006), 'Manipulating the n release from n-rich crop residues by using organic wastes on soils with different textures', *Soil Use and Management* **23**, 212–219.

- Chaves, B., Neve, S. D., Hofman, G., Boeckx, P. & Cleemput, O. V. (2004), 'Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition', *European Journal of Agronomy* **21**, 161 – 170.
- Chedly, K. & Lee, S. (2000), Silage from by-products for smallholders, in 'FAO Electronic Conference on Tropical Silage'.
- Christopher, S. F. & Lal, R. (2007), 'Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils', *Critical Reviews in Plant Sciences* **26**(1), 45–64.
- Clapp, C., Allmaras, R., Layese, M., Linden, D. & Dowdy, R. (2000), 'Soil organic carbon and C-13 abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota', *Soil & Tillage Research* **55**(3-4), 127–142.
- Clemens, J. & Huschka, A. (2001), 'The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **59**(2), 193–198.
- Clemente, J. S., Simpson, M. J., Simpson, A. J., Yanni, S. F. & Whalen, J. K. (2013), 'Comparison of soil organic matter composition after incubation with maize leaves, roots, and stems', *Geoderma* **192**, 86–96.
- Conrad, R. (1996), 'Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO)', *Microbial Reviews* **60**(4), 609+.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J.-P., Duyme, F. & Mary, B. (2010), 'Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization', *Plant and Soil* **341**, 137–154.
- Cookson, W., Cornforth, I. & Rowarth, J. (2002), 'Winter soil temperature (2-15 degrees C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils; a laboratory and field study', *Soil Biology & Biochemistry* **34**(10), 1401–1415.
- Coppens, F., Garnier, P., De Gryze, S., Merckx, R. & Recous, S. (2006), 'Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns', *European Journal of Soil Science* **57**(6), 894–905.
- Coppens, F., Garnier, P., Findeling, A., Merckx, R. & Recous, S. (2007), 'Decomposition of mulched versus incorporated crop residues: Modelling with PASTIS clarifies interactions between residue quality and location', *Soil Biology & Biochemistry* **39**(9), 2339–2350.

Corbeels, M., O'Connell, A., Grove, T., Mendham, D. & Rance, S. (2003), 'Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil', *Plant and Soil* **250**(1), 15–28.

Coyne, M. (2008), *Nitrogen in Agricultural Systems*, ASA-CSSA-SSSA, chapter Biological Denitrification, pp. 201–254.

Cruse, R., Linden, D., Radke, J., Larson, W. & Larntz, K. (1980), 'A Model to Predict Tillage Effects on Soil Temperature', *Soil Science Society of America Journal* **44**(2), 378–383.

Curtis, M. J. & Claassen, V. P. (2009), 'Regenerating Topsoil Functionality in Four Drastically Disturbed Soil Types by Compost Incorporation', *Restoration Ecology* **17**(1), 24–32.

Dalmago, G., Bergamaschi, H., Comiran, F., Bianchi, C., Bergonci, J. & Heckler, B. (2004), Soil temperature in maize crops as function of soil tillage systems, in 'ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference - Brisbane, July 2004 Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions'.

Dao, T. (1993), 'Tillage and Winter-Wheat Residue Management Effects on Water Infiltration and Storage', *Soil Science Society of America Journal* **57**(6), 1586–1595.

De Neve, S. & Hofman, G. (1996), 'Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations', *Soil Biology & Biochemistry* **28**(10-11), 1451–1457.

De Neve, S. & Hofman, G. (1998), 'N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: A model evaluation', *Soil Biology & Biochemistry* **30**(14), 2067–2075.

De Neve, S., Saez, S., Chaves, B., Sleutel, S. & Hofman, G. (2004), 'Manipulating N mineralization from high N crop residues using on- and off-farm organic materials', *Soil Biology & Biochemistry* **36**, 127–134.

De Neve, S., Van den Bossche, A., Sleutel, S. & Hofman, G. (2006), 'Soil nutrient status of organic farms in Flanders: An overview and a comparison with the conventional situation', *Biological Agriculture & Horticulture* **24**(3), 217–235.

de Ruijter, F. (2012), Afvoer en verwerking van N-rijke gewasresten. Vergisting en compostering., Technical report, Plant Research International, Wageningen UR, 33p.

de Ruijter, F. J., Huijsmans, J. F. M. & Rutgers, B. (2010), 'Ammonia volatilization from crop residues and frozen green manure crops', *Atmospheric Environment* **44**(28), 3362–3368.

Delgado, R., Sanchez-Maranon, M., Martin-Garcia, J. M., Aranda, V., Serrano-Bernardo, F. & Rosua, J. L. (2007), 'Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region', *Soil Use and Management* **23**(3), 269–277.

DGS (German Solar Energy Society) en Ecofys, 2005. Planning and installing bioenergy systems: a guide for installers, architects and engineers. Londen: James & James (Science Publishers) Ltd, 259p.

D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Willekens, K., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2012), 'Farm Compost Application: Effects on Crop Performance', *Compost Science & Utilization* **20**(1), 49–56.

D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2014). 'The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application'. *Applied Soil Ecology* **75**, 189-198.

DLO (2012). Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 2012. Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek onderzoeksinstituut, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.

Diacono, M. & Montemurro, F. (2010), 'Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review', *Agronomy for Sustainable Development* **30**(2), 401–422.

Dickinson, C. & Pugh, G., eds (1974), *Biology of Plant Litter Decomposition. Volume 2*, Academic Press.

Doring, T., Brandt, M., Hess, J., Finckh, M. & Saucke, H. (2005), 'Effects of straw mulch on soil nitrate dynamics, weeds, yield and soil erosion in organically grown potatoes', *Field Crops Research* **94**(2-3), 238–249.

Duiker, S. & Lal, R. (1999), 'Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio', *Soil & Tillage Research* **52**(1-2), 73–81.

Ecofys BV (2002). Haalbaarheid van co-vergisting van oogstresten in de mestvergister in de wieringermeer. E30045, Centrum voor Landbouw en Milieu, 65

Eghball, B. & Power, J. (1999), 'Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus', *Soil Science Society of America Journal* **63**, 895–901.

Emmer, I. & Tietema, A. (1990), 'Temperature Dependent Nitrogen Transformations in Acid Oak-Beech Forest Litter in The Netherlands', *Plant and Soil* **122**(2), 193–196.

EOSAN (2011) <http://www.mipvlaanderen.be/en/webpage/103/eosan.aspx>

Fink, M. (2000), 'Nitrogen contribution of green pea residues to a succeeding spinach crop', *Gartenbauwissenschaft* **65**(2), 79–82.

Flessa, H., Ruser, R., Schilling, R., Loftfield, N., Munch, J., Kaiser, E. & Beese, F. (2002), 'N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation', *Geoderma* **105**(3-4), 307–325.

Flied, O. (1938). A key for the evaluation of silage samples. *Futterbau und Giirfutterbereitung*, **1**: 112-128.

Fox, R., Myers, R. & Vallis, I. (1990), 'The Nitrogen Mineralization Rate of Legume Residues in Soil as Influenced by Their Polyphenol, Lignin and Nitrogen Contents', *Plant and Soil* **129**(2), 251–259.

França, S.C., Spiessens, K., Pollet, S., Debode, J., De Rooster, L., Callens, D., Höfte, M. (2013). Population dynamics of *Verticillium* species in cauliflower fields : Influence of crop rotations, debris removal and ryegrass incorporation. *Crop Protection*, **54**: 131-141.

Francis, G., Haynes, R. & Williams, P. (1994), 'Nitrogen Mineralization, Nitrate Leaching and Crop Growth after Plowing-in Leguminous and Non-Leguminous Grain Crop Residues', *Journal of Agricultural Science* **123**(Part 1), 81–87.

Francis, G., Haynes, R. & Williams, P. (1995), 'Effects of the Timing of Plowing-in Temporary Leguminous Pastures and 2 Winter Cover Crops on Nitrogen Mineralization, Nitrate Leaching and Spring Wheat Growth', *Journal of Agricultural Science* **124**(Part 1), 1–9.

Frey, S., Elliott, E., Paustian, K. & Peterson, G. (2000), 'Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem', *Soil Biology & Biochemistry* **32**(5), 689–698.

Gabrielle, B., Da-Silveira, J., Houot, S. & Francou, C. (2004), 'Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index', *Journal of Environmental Quality* **33**(6), 2333–2342.

Gentile, R., Vanlauwe, B., Chivenge, P. & Six, J. (2008), 'Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations', *Soil Biology & Biochemistry* **40**(9), 2375–2384.

Gerke, H., Arning, M. & Stoppler-Zimmer, H. (1999), 'Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching', *Plant and Soil* **213**(1-2), 75–92. International Symposium on Disturbed Ecosystems, Cottbus, Germany, Nov 13-15, 1997.

Geypens, M. & Honnay, J. (1995), 'Landbouwkundige en milieugerichte functies van de organische stof in de bodem', Instituut voor wetenschappelijk Onderzoek in Nijverheid en Landbouw.

- Gonzalez-Diaz, L., van den Berg, F., van den Bosch, F. & Luis Gonzalez-Andujar, J. (2012), 'Controlling annual weeds in cereals by deploying crop rotation at the landscape scale: *Avena sterilis* as an example', *Ecological Applications* **22**(3), 982–992.
- Govaerts, B., Fuentes, M., Mezzalama, M., Nicol, J. M., Deckers, J., Etchevers, J. D., Figueroa-Sandoval, B. & Sayre, K. D. (2007), 'Infiltration, soil moisture, root rot and nematode populations after 12 years of different tillage, residue and crop rotation managements', *Soil and Tillage Research* **94**(1), 209 – 219.
- Gunnarsson, A., Linden, B. & Gertsson, U. (2011), 'Biodigestion of Plant Material Can Improve Nitrogen Use Efficiency in a Red Beet Crop Sequence', *Hortscience* **46**(5), 765–775.
- Halvorson, A., Wienhold, B. & Black, A. (2002), 'Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration', *Soil Science Society of America Journal* **66**(3), 906–912.
- Handayanto, E., Giller, K. & Cadisch, G. (1997), 'Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality.', *Soil Biology & Biochemistry* **29**(9-10), 1417–1426.
- Hansen, E., Kristensen, K. & Djurhuus, J. (2000), 'Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use', *Agronomy Journal* **95**, 909–914.
- Harper, L., Hendrix, P., Langdale, G. & Coleman, D. (1995), 'Clover Management to Provide Optimum Nitrogen and Soil-Water Conservation', *Crop Science* **35**(1), 176–182.
- Hassink, J., Neutel, A. & Deruiter, P. (1994), 'C and N Mineralization in Sandy and Loamy Grasslands Soils - The Role of Microbes and Microfauna', *Soil Biology & Biochemistry* **26**(11), 1565–1571.
- Heal, O. W., Anderson, J. M. & Swift, M. J. (1997), *Driven by nature: plant litter quality and decomposition.*, Wallingford, UK, chapter Plant litter quality and decomposition: an historical overview, pp. 3–30.
- Heijnen, C. & Vanveen, J. (1991), 'A Determination of Protective Microhabitats for Bateria Introduced into Soil', *Fems Microbiolgy Ecology* **85**(1), 73–80.
- Hewlett, T., Hewlett, E. & Dickson, D. (1997), 'Response of *Meloidogyne* spp., *Heterodera glycines*, and *Radopholus similis* to tannic acid', *Journal of Nematology* **29**(4, S), 737–741.
- Hills, D. & Roberts, D. (1982), 'Conversion of tomato, peach and honeydew solid-waste into methane gas', *Transactions of the ASAE* **25**(3), 820–826.

Hofman, G. & Van Cleemput, O. (2004), Soil and plant nitrogen, Technical report, International Fertilizer Industry Association.

Hogberg, M. N., Chen, Y. & Hogberg, P. (2007), 'Gross nitrogen mineralisation and fungi-to-bacteria ratios are negatively correlated in boreal forests', *Biology and Fertility of Soils* **44**(2), 363–366.

Hoyle, F. & Murphy, D. (2011), 'Influence of organic residues and soil incorporation on temporal measures of microbial biomass and plant available nitrogen', *Plant and Soil* **347**(1-2, SI), 53–64.

Iglesias Jimenez, E. & Alvarez, C. (1993), 'Apparent Availability of Nitrogen in Composted Municipal Refuse', *Biology and Fertility of Soils* **16**(4), 313–318.

Inagro (2010), 'Gebruik van groencompost in de groenteteelt. onderzoek naar de waarde van groencompost op langere termijn op enkele vollegrondsgroenten. verslag proefperiode 2000-2010.'

Inagro (2011), 'Teelttechniek - afvoer van oogstresten'.

Inagro (2012a), 'Erwt 2012- inzaai van groenbedekkers in het najaar'.

Inagro (2012b), 'Prei 2012 - inzaaien van groenbedekkers in het voorjaar'.

Inagro (2012c), 'Spinazie 2012 - inzaai van groenbedekkers in het najaar'.

IPCC (2007), Contribution of working groups i, ii and iii to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, Technical report, IPCC, Geneva, Switzerland.

Jensen, E. (1994), 'Mineralization Immobilization of Nitrogen in Soil Amended with Low C-N Ratio Plant Residues with Different Particle Sizes', *Soil Biology & Biochemistry* **26**(4), 519–521.

Jiang, Y., Heaven, S. & Banks, C. (2012), 'Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste', *Renewable Energy* **44**(0), 206 – 214.

Jin, K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Cai, D., Jin, J. & Hofman, G. (2008), 'Nitrogen and carbon mineralization of surface-applied and incorporated winter wheat and peanut residues', *Biology and Fertility of Soils* **44**, 661–665.

Karlen, D., Hunt, P. & Campbell, R. (1984), 'Crop Residue Removal Effect on Corn Yield and Fertility of a Norfolk Sandy Loam', *Soil Science Society of America Journal* **48**(4), 868–872.

Karlen, D., Wollenhaupt, N., Erbach, D., Berry, E., Swan, J., Eash, N. & Jordahl, J. (1994), 'Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn', *Soil & Tillage Research* **31**(2-3), 149–167.



Karlsson-Strese, E., Rydberg, I., Becker, H. & Umaerus, M. (1998), 'Strategy for catch crop development II. Screening of species undersown in spring barley (*Hordeum vulgare* L.) with respect to catch crop growth and grain yield', *Acta Agriculturae Scandinavica Section B- Soil and Plant Science* **48**(1), 26–33.

Kirchmann, H. & Bernal, M. (1997), 'Organic waste treatment and C stabilization efficiency', *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY* **29**(11-12), 1747–1753.

Kuzyakov, Y., Yilmaz, G. & Stahr, K. (1999), 'Decomposition of plant residues of *Lolium perenne* in soils and induced priming effects under different land use', *Agribiological Research - Zeitschrift fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie* **52**(1), 25–34.

Larsson, L., Ferm, M., Kasimir-Klemedtsson, A. & Klemedtsson, L. (1998), 'Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**, 41–46. Scandinavian-Association-of-Agricultural-Scientists Seminar on Ammonia Emissions from Agriculture, Uppsala, Sweden, May 23-24, 1996.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuries, L., Chaussod, R., Guillotin, M. L., Lineres, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. & Houot, S. (2009), 'Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application', *European Journal of Soil Science* **60**(2), 297–310.

Lehtomäki, A. (2006), Biogas production from energy crops and crop residues, Master's thesis, University of Jyväskylä.

Leroy, B. L. M. (2008), Soil food web, C and N transformations and soil structure: interactions and feedback mechanisms as a function of the quality of exogenous organic matter, PhD thesis, Ghent University.

Leroy, B. L. M., Herath, H. M. S. K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D. & Moens, M. (2008), 'The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions', *Soil Use and Management* **24**(2), 139–147.

Liebman, M. & Dyck, M. (1993), 'Crop Rotation and Intercropping Strategies for Weed Management', *Ecological Applications* **3**(1), 92–122.

Linden, D., Clapp, C. & Dowdy, R. (2000), 'Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota', *Soil & Tillage Research* **56**(3-4), 167–174.

- Lloret, E., Pastor, L., Martinez-Medina, A., Blaya, J. & Antonio Pascual, J. (2012), 'Evaluation of the removal of pathogens included in the Proposal for a European Directive on spreading of sludge on land during autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD)', *Chemical Engineering Journal* **198**, 171–179.
- Ludwig, B., Geisseler, D., Michel, K., Joergensen, R. G., Schulz, E., Merbach, I., Raupp, J., Rauber, R., Hu, K., Niu, L. & Liu, X. (2011), 'Effects of fertilization and soil management on crop yields and carbon stabilization in soils. A review', *Agronomy for Sustainable Development* **31**(2), 361–372.
- Macdonald, A. J., Poulton, P. R., Howe, M. T., Goulding, K. W. T. & Powlson, D. S. (2005), 'The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in se england', *Plant and Soil* **273**, 355–373.
- Machinet, G. E., Bertrand, I., Barriere, Y., Chabbert, B. & Recous, S. (2011), 'Impact of plant cell wall network on biodegradation in soil: Role of lignin composition and phenolic acids in roots from 16 maize genotypes', *Soil Biology & Biochemistry* **43**(7), 1544–1552.
- Maeda, M., Zhao, B., Ozaki, Y. & Yoneyama (2003), 'Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers', *Environmental Pollution* **121**(3), 477–487.
- Magid, J., De Neergaard, A. & Brandt, M. (2006), 'Heterogeneous distribution may substantially decrease initial decomposition, long-term microbial growth and n-immobilization from high c-to-n ratio resources', *European Journal of Soil Science* **57**(4), 517–529.
- Maker, A.D. (2006). Partial Budgeting: A tool to Analyze Farm Business Changes. (May).
- Mann, L., Tolbert, V. & Cushman, J. (2002), 'Potential environmental effects of corn (zea mays l.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion', *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(3), 149 – 166.
- Mannheim, T., Braschkat, J. & Marschner, H. (1997), 'Ammonia emissions from senescing plants and during decomposition of crop residues', *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde* **160**(2), 125–132.
- Mazzoncini, M., Bahadur Sapkota, T., Bàrberi, P., Antichi, D. & Risaliti, R. (2011), 'Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content', *Soil and Tillage Research* **114**, 165–174.
- Möller, H., Sommer, S. & Ahring, B. (2004), 'Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure', *Biomass & Bioenergy* **26**(5), 485–495.

Möller, K. & Müller, T. (2012), 'Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review', *Engineering in Life Sciences* **12**(3), 242–257.

Möller, K. & Stinner, W. (2009), 'Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides)', *European Journal of Agronomy* **30**(1), 1 – 16.

Montemurro, F., Ferri, D., Tittarelli, F., Canali, S. & Vitti, C. (2010), 'Anaerobic Digestate and On-Farm Compost Application: Effects on Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Crop Production and Soil Properties', *Compost Science & Utilization* **18**(3), 184–193.

Moody, L. B., Burns, R. T., Bishop, G., Sell, S. T. & Spajic, R. (2011), 'Using Biochemical Methane Potential Assays to Aid in Co-Substrate Selection for Co-Digestion', *Applied Engineering in Agriculture* **27**(3), 433–439.

Mostaghimi, S., Younos, T. & Tim, U. (1992), 'Crop Residue Effects on Nitrogen Yield in Water and Sediment Runoff from 2 Tillage Systems', *Agriculture Ecosystems & Environment* **39**(3-4), 187–196.

Motavalli, P. & Discekici, H. (2000), 'Utilization of waste office paper to reduce nitrate leaching into the Northern Guam aquifer', *Biology and Fertility of Soils* **31**(6), 478–483.

Muhammad, W., Vaughan, S., Dalal, R. & Menzies, N. (2011), 'Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a vertisol', *Biology and Fertility of Soils* **47**, 15–23.

Geypens, M., Feyen, J., Merckx, R., Hofman, G., Van Cleemput, O., Van Orshoven, J. (2000). 'N-eco<sup>2</sup>. Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument.' Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij.

Nahar, M. S., Grewal, P. S., Miller, S. A., Stinner, D., Stinner, B. R., Kleinhenz, M. D., Wszelaki, A. & Doohan, D. (2006), 'Differential effects of raw and composted manure on nematode community, and its indicative value for soil microbial, physical and chemical properties', *Applied Soil Ecology* **34**(2-3), 140–151.

Nallathambi Gunaseelan, V. (2004), 'Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks', *Biomass and Bioenergy* **26**(4), 389 – 399.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953403001545>

Nett, L., Feller, C., George, E. & Fink, M. (2011), 'Effect of winter catch crops on nitrogen surplus in intensive vegetable crop rotations', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **91**, 327–337.

- Nevens, F. & Reheul, D. (2003), 'The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use', *European Journal of Agronomy* **19**(2), 189–203.
- Nicolardot, B., Recous, S. & Mary, B. (2001), 'Simulation of c and n mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the c:n ratio of the residues', *Plant and Soil* **228**(1), 83–103.
- Norton, J. (2008), *Nitrification in Agricultural Soils*, ASA-CSSA-SSSA, chapter 6, pp. 173–199.
- Olk, D. (2008), *Nitrogen in Agricultural Systems*, ASA-CSSA-SSSA, chapter Organic Forms of Soil Nitrogen, pp. 57–100.
- Palm, C. & Sanchez, P. (1991), 'Nitrogen Release from the Leaves of Some Tropical Legumes as Affected by their Lignin and Polyphenolic Contents', *Soil Biology & Biochemistry* **23**(1), 83–88.
- PCG (2009), 'Bloemkoolbehandeling oogstresten in tweede vrucht'.
- Peters, R., Sturz, A., Carter, M. & Sanderson, J. (2003), 'Developing disease-suppressive soils through crop rotation and tillage management practices', *Soil & Tillage Research* **72**(2), 181–192.
- Postma, R., Smits, S. & Veeken, A. (2008), 'Compostering van gewasresten van vollgegrondsgroentegewassen, rapport 1101, NMI Wageningen'.
- Power, J., Koerner, P., Doran, J. & Wilhelm, W. (1998), 'Residual effects of crop residues on grain production and selected soil properties', *Soil Science Society of America Journal* **62**(5), 1393–1397.
- Preston, C. & Trofymow, J. (2000), 'Variability in litter quality and its relationship to litter decay in canadian forests', *Canadian Journal of Botany - Revue Canadienne de Botanique* **78**, 1269–1287.
- Proefstation voor de groententeelt v.z.w. (2012), 'Najaarszaai groenbemesters 2012'.
- Qian, P. & Schoenau, J. (2002), 'Availability of nitrogen in solid manure amendments with different C:N ratios', *Canadian Journal of Soil Science* **82**(2), 219–225.
- Raes, W., Bernaerts, E., Demuyne, E., Oeyen, A. & Tacquenier, B. (2012), 'Economische resultaten van de vlaamse land- en tuinbouw - 2011'.
- Rahn, C., Vaidyanathan, L. & Paterson, C. (1992), 'Nitrogen residues from brassica crops', *Aspects of Applied Biology* **30**, 263–270.

- Rahn, C., Bending, G., Lillywhite, R. & Turner, M. (1999), 'Chemical characterisation of vegetable and arable crop residue materials: a comparison of methods', *Journal of the Science of Food and Agriculture* **79**(12), 1715–1721.
- Rahn, C. R., Bending, G. D., Lillywhite, R. D. & Turner, M. K. (2009), 'Co-incorporation of biodegradable wastes with crop residues to reduce nitrate pollution of groundwater and decrease waste disposal to landfill', *Soil Use and Management* **25**(2), 113–123.
- Rahn, C. R., Zhang, K., Lillywhite, R., Ramos, C., Doltra, J., de Paz, J. M., Riley, H., Fink, M., Nendel, C., Thorup-Kristensen, K., Pedersen, A., Piro, F., Venezia, A., Firth, C., Schmutz, U., Rayns, F. & Strohmeyer, K. (2010), 'EU-Rotate\_N - a Decision Support System - to Predict Environmental and Economic Consequences of the Management of Nitrogen Fertiliser in Crop Rotations', *European Journal of Horticultural Science* **75**(1), 20–32.
- Rasmussen, K. (1999), 'Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A scandinavian review', *Soil and Tillage Research* **53**(1), 3 – 14.
- Reicosky, D. & Forcella, F. (1998), 'Cover crop and soil quality interactions in agroecosystems', *Journal of Soil and Water Conservation* **53**, 224–229.
- Renco, M., Sasanelli, N., D'Addabbo, T. & Papajova, I. (2010), 'Soil nematode community changes associated with compost amendments', *Nematology* **12**(Part 5), 681–692.
- Reubens, B., Vandecasteele, B., De Neve, S., Willekens, K. (2012). Behandeling van biologische mest door compostering: resultaat van praktijkproeven. Deelrapport 1 ADLO-onderzoeksproject "Optimale aanwending van biologische mest van kippen en herkauwers voor een gezond gewas", 62p.
- Richard, G., Boizard, H., Roger-Estrade, J., Boiffin, J. & Guerif, J. (1999), 'Field study of soil compaction due to traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones', *soil & Tillage Research* **51**(1-2), 151–160.
- Riley, H. (2002), 'Nitrogen contribution of various vegetable residues to succeeding barley and potato crops', *Gartenbauwissenschaft* **67**(1), 17–22.
- Roldan, A., Caravaca, F., Hernandez, M., Garcia, C., Sanchez-Brito, C., Velasquez, M. & Tiscareno, M. (2003), 'No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico)', *Soil & Tillage Research* **72**(1), 65–73.

- Rousk, J., Baath, E., Brookes, P. C., Lauber, C. L., Lozupone, C., Caporaso, J. G., Knight, R. & Fierer, N. (2010), 'Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil', *ISME Journal* **4**(10), 1340–1351.
- Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F. & Munch, J. (2006), 'Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: Effect of compaction, soil moisture and rewetting', *Soil Biology & Biochemistry* **38**(2), 263–274.
- Rykaert, I., Holmstock, K., Chow, T.T. (2006). Landbouw en energie. Vlaamse overheid, department Landbouw en Visserij, afdeling duurzame landbouwontwikkeling, 71p.
- Ryckeboer, J., Cops, S. & Coosemans, J. (2002), 'The fate of plant pathogens and seeds during anaerobic digestion and aerobic composting of source separated household wastes', *Compost Science & Utilization* **10**(3), 204–216.
- Sahlstrom, L. (2003), 'A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants', *Bioresource Technology* **87**(2), 161–166.
- Sainju, U. M., Jabro, J. D. & Caesar-TonThat, T. (2010), 'Tillage, Cropping Sequence, and Nitrogen Fertilization Effects on Dryland Soil Carbon Dioxide Emission and Carbon Content', *Journal of Environmental Quality* **39**(3), 935–945.
- Sainju, U., Whitehead, W. & Singh, B. (2003), 'Cover crops and nitrogen fertilization effects on soil aggregation and carbon and nitrogen pools', *Canadian Journal of Soil Science* **83**(2), 155–165.
- Salinas-Garcia, J., Baez-Gonzalez, A., Tiscareno-Lopez, M. & Rosales-Robles, E. (2001), 'Residue removal and tillage interaction effects on soil properties under rain-fed corn production in central Mexico', *Soil and Tillage Research* **59**, 67 – 79.
- Sall, S., Bertrand, I., Chotte, J. & Recous, S. (2007), 'Separate effects of the biochemical quality and N content of crop residues on C and N dynamics in soil', *Biology and Fertility of Soils* **43**, 797–804.
- Sapkota, T., Askegaard, M., Laegdsmand, M. & Olesen, J. (2012), 'Effects of catch crop type and root depth on nitrogen leaching and yield of spring barley', *Field Crops Research* **125**, 129–138.
- Schroder, J. J., Uenk, D. & Hilhorst, G. J. (2007), 'Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland', *Plant and Soil* **299**(1-2), 83–99.
- Scott, N., Cole, C., Elliott, E. & Huffman, S. (1996), 'Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics', *Soil Science Society of America Journal* **60**(4), 1102–1109.

- Sierra, J. & Marban, L. (2000), 'Nitrogen mineralization pattern of an oxisol of Guadeloupe, French West Indies', *Soil Science Society of America Journal* **64**(6), 2002–2010.
- Silgram, M. & Chambers, B. (2002), 'Effects of long-term straw management and fertilizer nitrogen additions on soil nitrogen supply and crop yields at two sites in eastern England', *Journal of Agricultural Science* **139**(Part 2), 115–127.
- Smith, K., McTaggart, I. & Tsuruta, H. (1997), 'Emissions of N<sub>2</sub>O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation', *Soil Use and Management* **13**(4, S), 296–304.
- Sørensen, P., Mejnertsen, P. & Møller, H. (2011), 'Nitrogen fertilizer value of digestates from anaerobic digestion of animal manures and crops. njf seminar 443. utilization of manure and other residues as fertilizers', *NJF Report* **7**, 42–44.
- Standford, G. & Epstein, E. (1974), 'Nitrogen Mineralization-Water Relations in Soils', *Soil Science Society of America Journal* **38**(1), 103–107.
- Stark, J. (1996), 'Modeling the temperature response of nitrification', *Biogeochemistry* **35**(3), 433–445.
- Steel, H., Vandecasteele, B., Willekens, K., Sabbe, K., Moens, T. & Bert, W. (2012), 'Nematode communities and macronutrients in composts and compost-amended soils as affected by feedstock composition', *Applied Soil Ecology* **61**(SI), 100–112.
- Stemmer, M., Von Lutzow, M., Kandeler, E., Pichlmayer, F. & Gerzabek, M. (1999), 'The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in soil particle size fractions', *European Journal of Soil Science* **50**(1), 73–85.
- Stevenson, F. & van Kessel, C. (1997), 'Nitrogen contribution of pea residue in a hummocky terrain', *Soil Science Society of America Journal* **61**(2), 494–503.
- Strong, D., Sale, P. & Helyar, K. (1999), 'The influence of the soil matrix on nitrogen mineralisation and nitrification. IV. Texture', *Australian Journal of Soil Research* **37**(2), 329–344.
- Svensson, L., Christensson, K. & Bjornsson, L. (2006), 'Biogas production from crop residues on a farm-scale level in Sweden: scale, choice of substrate and utilisation rate most important parameters for financial feasibility', *Bioprocess and Biosystems Engineering* **29**(2), 137–142.

- Swan, J., Higgs, R., Bailey, T., Wollenhaupt, N., Paulson, W. & Peterson, A. (1994), 'Surface Residue and In-Row Treatment Effects on Long-Term No-Tillage Continuous Corn', *Agronomy Journal* **86**(4), 711–718.
- Tarafdar, J., Meena, S. & Kathju, S. (2001), 'Influence of straw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition', *European Journal of Soil Biology* **37**(3), 157–160.
- Thomsen, I. & Christensen, B. (1999), 'Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley', *Soil Use and Management* **15**(3), 195–200.
- Thomsen, I. & Christensen, B. (2004), 'Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops', *Soil Use and Management* **20**(4), 432–438.
- Thomsen, I., Olesen, J., Schjøning, P., Jensen, B. & Christensen, B. (2001), 'Net mineralization of soil n and 15n-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition', *Soil Biology and Biochemistry* **33**(3), 277 – 285.
- Thorup-Kristensen, K. (2001), 'Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured?', *Plant and Soil* **230**(2), 185–195.
- Thorup-Kristensen, K. (2006), 'Effect of deep and shallow root systems on the dynamics of soil inorganic n during 3-year crop rotations', *Plant and Soil* **288**, 233–248.
- Thorup-Kristensen, K. & Dresboll, D. (2010), 'Incorporation time of nitrogen catch crops influences the n effect for the succeeding crop', *Soil Use and Management* **26**, 27–35.
- Thorup-Kristensen, K., Salmerón Cortasa, M. & Loges, R. (2009), 'Winter wheat roots grow twice as deep as spring wheat roots, is this important for n uptake and n leaching losses?', *Plant and Soil* **322**, 101–114.
- Tits, M., Elsen, A., Bries, J. & Vandendriessche, H. (2012), 'Short-term and long-term effects of vegetable, fruit and garden waste compost applications in an arable crop rotation in flanders.', *Plant & Soil* .
- Titulaer, H. (1993), Technical subreport eu project: Control of N supply and irrigation of field grown vegetable crops by computer model and fertigation, Technical report, European Union, Lelystad.



Trinsoutrot, I., Nicolardot, B., Justes, E. & Recous, S. (2000), 'Decomposition in the field of residues of oilseed rape grown at two levels of nitrogen fertilisation. Effects on the dynamics of soil mineral nitrogen between successive crops', *Nutrient cycling in agroecosystems* **56**(2), 125–137.

USDA (2013), 'Crop nutrient database'. <http://plants.usda.gov/npk/main>

van der Voort, M., van der Klooster, A., van der wekken, J., Kemp, H., Dekker, P. (2002). Haalbaarheid van co-vergisting van oogstresten in de mestvergister in de wiengermeer. Wageningen UR. Onderzoeksprogramma Systeeminnovaties plantaardige productiesystemen, 33p.

Van Scholl, L., Van Dam, A. & Leffelaar, P. (1997), 'Mineralisation of nitrogen from an incorporated catch crop at low temperatures: Experiment and simulation', *Plant and Soil* **188**(2), 211–219.

Vandecasteele, B., De Vliegheer, A., Van Waes, C., Peene, A., Smis, J., Van Waes, J. 2012. Maize stover as substrate for anaerobic digestion: collection efficiency, silage quality, and removal of P and C. *Conference Proceedings of the International Conference ORBIT2012, Topic 7, 77-80*. A. Trémier, P. Dabert, C. Druilhe, M.N. Maudet, J. Barth, S. Siebert, W. Bidlingmaier. ISBN 3-935974-36-1.

Vaughan, S. M., Dalal, R. C., Harper, S. M. & Menzies, N. W. (2011), 'Effect of fresh green waste and green waste compost on mineral nitrogen, nitrous oxide and carbon dioxide from a Vertisol', *Waste Management* **31**(8), 1720–1728.

Velthof, G., Kuikman, P. & Oenema, O. (2002), 'Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **62**(3), 249–261.

Verberne, E., Hassink, J., P., D., Groot, J. & Vanveen, J. (1990), 'Modelling Organic Matter Dynamics in Different Soils', *Netherlands Journal of Agricultural Science* **38**(3, Part a), 221–238.

Vermeij, I., Bosma, B., Evers, A., Harlaar, W., Vink, I. (2009). Kwantitatieve Informatie Veehouderij 2008-2009. Animal Sciences Group. Wageningen UR.

Vigil, M. & Kissel, D. (1991), 'Equations for Estimating the Amount of Nitrogen Mineralized from Crop Residues', *Soil Science Society of America Journal* **55**(3), 757–761.

Villamil, M., Bollero, G., Darmody, R., Simmons, F. & Bullock, D. (2006), 'No-till corn/soybean systems including winter cover crops', *Soil Science Society of America* **70**, 1936–1944.

Vinther, P., Hansen, E. & Olesen, J. (2004), 'Effects of plant residues on crop performance, N mineralisation and microbial activity including field CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in unfertilised crop rotations', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **70**(2), 189–199. Seminar of the Nordic-Agricultural-Researchers-Union, Reykhold, ICELAND, AUG , 2002.

VITO (2012), 'Inventaris duurzame energie in vlaanderen 2011'. Jespers, K. and Aernouts, K. and Dams, Y.

Vlaco vzw (2009), 'Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost'.

Vlaco vzw (2012), 'Ecologische en economische voordelen digestaat'.

Vos, J., van der Putten, P., Hassan Hussein, M., van Dam, A. & Leffelaar, P. (1998), 'Field observations on nitrogen catch crops - ii. root length and root length distribution in relation to species and nitrogen supply', *Plant and soil* **201**, 149–155.

Wachendorf, M., Buechter, M., Volkers, K. C., Bobe, J., Rave, G., Loges, R. & Taube, F. (2006), 'Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. v. impact of grass understorey, slurry application and mineral n fertilizer on nitrate leaching under maize for silage', *Grass and Forage Science* **61**(3), 243–252.

Wagger, M. G. (1989), 'Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops', *Agronomy journal* **81**, 236–241.

Walsh, J. J., Jones, D. L., Edwards-Jones, G. & Williams, A. P. (2012), 'Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost', *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **175**(6), 840–845.

Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J. & Jones, D. L. (2008), 'Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources', *Bioresource Technology* **99**(17), 7928 – 7940.

Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E. & Kocowicz, A. (2007), 'Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts', *Soil Biology & Biochemistry* **39**(6), 1294–1302. General Assembly of the European-Union-of-Geosciences, Vienna, Austria, Apr 24-29, 2005.

Webster, E. & Hopkins, D. (1996), 'Contributions from different microbial processes to N<sub>2</sub>O emission from soil under different moisture regimes', *Biology and Fertility of Soils* **22**(4), 331–335.

Weier, K., Macrae, I. & Myers, R. (1993), 'Denitrification in a clay soil under pasture and annual crop - estimation of potential losses using intact soil cores', *Soil Biology & Biochemistry* **25**(8), 991–997.

West, T. & Post, W. (2002), 'Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis', *Soil Science Society of America Journal* **66**(6), 1930–1946.

Whitehead, D. & Lockyer, D. (1989), 'Decomposing Grass Herbage as a Source of Ammonia in the Atmosphere', *Atmospheric Environment* **23**(8), 1867–1869.

Wiesler, F. & Armbruster, M. (2008), Nitrogen efficiency in intensive field vegetable production, in 'Slovenian Society for Agronomy: New challenges in field crop production 2008. Proceedings of Symposium', pp. 26 – 31.

Wilhelm, W., Doran, J. & Power, J. (1986), 'Corn and Soybean Yield Response to Crop Residue Management under No-Tillage Production Systems', *Agronomy Journal* **78**, 184–189.

Wilhelm, W., Johnson, J., Hatfield, J., Voorhees, W. & Linden, D. (2004), 'Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review', *Agronomy journal* **96**, 1–17.

Willekens, K., Vandecasteele, B., De Neve, S. (2013). Strong effect of compost and reduced tillage on C dynamics but not on N in a vegetable cropping system. *Conference proceedings of the Nutrihort conference*, September 16-18, 2013, Ghent.

Willekens, K., Vandecasteele B., Buchan, D., & De Neve, S. (2014). 'Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system'. *Applied Soil Ecology* **82**, 61–71.

Wilson, G., Dabney, S., McGregor, K. & Barkoll, B. (2004), 'Tillage and residue effects on runoff and erosion dynamics', *Transactions of the ASAE* **47**(1), 119–128.

Wolfe, D., Topoleski, D., Gundersheim, N. & Ingall, B. (1995), 'Growth and Yield Sensitivity of 4 Vegetable Crops to Soil Compaction', *Journal of American Society for Horticultural Science* **120**, 956–963.

Wrage, N., Velthof, G., van Beusichem, M. & Oenema, O. (2001), 'Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide', *Soil Biology and Biochemistry* **33**(12–13), 1723 – 1732.

Yahaya, M., Kawai, M., Takahashi, J. & Matsuoka, S. (2002), 'The effect of different moisture contents at ensiling on silo degradation and digestibility of structural carbohydrates of orchardgrass', *Animal Feed Science and Technology* **101**(1-4), 127–133.

Yanni, S. F., Whalen, J. K., Simpson, M. J. & Janzen, H. H. (2011), 'Plant lignin and nitrogen contents control carbon dioxide production and nitrogen mineralization in soils incubated with Bt and non-Bt corn residues', *Soil Biology & Biochemistry* **43**(1), 63–69.

Zaman, M. & Chang, S. (2004), 'Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems', *Biology and Fertility of Soils* **39**(4), 269–279.

Zubr, J. (1986). 'Methanogenic fermentation of fresh and ensiled plant materials'. *Biomass* **11**(3), 159-171.

# Code van goede praktijk

---



<b>Afvoeren van oogstresten</b>				<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	Het volledig of gedeeltelijk afvoeren van de oogstresten na de oogst			
<b>Proefresultaten</b>	Afname van N-verliezen tijdens winterperiode van 25-50% t.o.v. het inwerken van de oogstresten			
<b>Positieve aspecten</b>	Mogelijkheid tot valorisatie van de oogstresten (o.a. composteren, inkuilen, vergisten, gebruik als veevoeder)			Valorisatiemogelijkheden zijn op dit moment voornamelijk nog in een experimentele fase. Aandachtspunten zijn de zuiverheid van de oogstresten, een niet-continue aanvoer en onaangepaste wetgeving.
<b>Negatieve aspecten</b>	Geen aangepaste oogstmachines commercieel beschikbaar  Risico op veroorzaken structuurschade perceel  Extra werkgang nodig  Afvoer organisch materiaal			Organisch materiaal met hoge N:P-verhouding
<b>Economische impact</b>	Netto-impact t.o.v. het inwerken van oogstresten	-285,0 tot -292,5	€/ hectare	
		+1,5 tot +2,0	manuren/ hectare	
<b>Weersomstandigheden</b>	Een najaar met veel neerslag verlaagt in sterke mate de berijdbaarheid van de percelen en mogelijkheid tot afvoer van oogstresten			
<b>Machines beschikbaar</b>	Nee			Experimenten voor het afvoeren van oogstresten sluitkool werden uitgevoerd met een klepelmaaier.

Onkruidbestrijding	/		
<b>Teelten</b>	<i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; 5: zeer haalbaar)</i>		
	Bloem- en sluitkool voor industrie (droge bodemcondities)	2	
	Bloem- en sluitkool voor industrie (natte bodemcondities)	0	
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt (droge bodemcondities)	2	
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt (natte bodemcondities)	0	
	Spruitkool versmarkt	0	Wordt op verschillende tijdstippen geogst; op het einde van de oogst is er geen intacte materiaal meer.
	Spruitkool industrie	3	Enkel de spruitstokken
	Prei versmarkt	0	Zeer weinig oogstresten, te weinig materiaal om af te voeren.
	Prei industrie	3	Voornamelijk de preibladeren die vrijkomen bij het wassen van de prei
	Bladselder	1	

<b>Intact laten van oogstresten</b>			<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	De oogstresten (en wortelsysteem) na het oogsten intact laten gedurende (een deel van) de winterperiode en verlaat inwerken op een geschikt moment in een koude en droge periode		De haalbaarheid van deze techniek wordt als hoog ingeschat, met als voornaamste verschil de effectiviteit van de techniek.
<b>Proefresultaten</b>	Afname van N-verliezen tijdens winterperiode van 25-50% t.o.v. het inwerken van de oogstresten bij hergroei van de oogstresten		
	Afname van N-verliezen tijdens winterperiode van 20% t.o.v. het inwerken van de oogstresten indien geen hergroei van de oogstresten		
<b>Positieve aspecten</b>	Geen aangepaste oogstmachines vereist, geen bijkomende arbeidsvraag		
<b>Negatieve aspecten</b>	Beperkte informatie beschikbaar over een mogelijks verhoogde ziektedruk		
	Omgevingshinder kan optreden (bv. geur, uitzicht,...)		
<b>Economische impact</b>	Netto-impact t.o.v. het inwerken van oogstresten	+22,5 tot +30,0	€/ hectare
		+1,5 tot +2,0	manuren/ hectare
<b>Weersomstandigheden</b>	<p>Een najaar met veel neerslag verlaagt in sterke mate de berijdbaarheid van de percelen en mogelijkheid tot het verlaat inwerken van de oogstresten</p> <p>Een warm najaar en winter bevordert de N-opname door intacte oogstresten indien deze na oogst nog verder kunnen groeien</p> <p>Een warm najaar en winter kan leiden tot een verhoogde omgevingshinder indien de oogstresten afbreken niet in staat zijn verder te groeien</p>		Echter minder relevant, na winterperiode blijven er nauwelijks oogstresten over en is het vaak niet meer nodig om in te werken
<b>Machines beschikbaar</b>	ja		Geen bijkomende machinale vereisten



Onkruidbestrijding	/		
<b>Teelten</b>	<i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i>		
	Bloem- en sluitkool voor industrie	4	oogstresten zullen volledig verteren tijdens winter, geurhinder Oogstresten zullen volledig verteren tijdens de winter, niet inwerken is standaardpraktijk
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt	3	
	Spruitkool	4	
	Prei	1	
	Bladselder	1	

<b>N-immobiliserende materialen</b>				<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	Het toedienen van een N-immobiliserende materiaal (bv. graanstro, restplant van korrelmaïs, onrijpe groencompost) voor het inwerken van de oogstresten van groenten			
<b>Proefresultaten</b>	Beperkte of geen afname bodem mineraal N-gehalte na het al of niet inwerken oogstresten van groenten met N-immobiliserende materialen Een homogene menging tussen het N-immobiliserend materiaal en oogstresten van groenten is vereist om een N-immobiliserend effect te bekomen			
<b>Positieve aspecten</b>	Aanvoer C-rijk materiaal naar groenteperceel			
<b>Negatieve aspecten</b>	Grote hoeveelheid immobiliserende materialen nodig (>12 ton ha <sup>-1</sup> voor graanstro en restplant van korrelmaïs, >50 ton ha <sup>-1</sup> voor onrijpe groencompost)  Grote financiële meerkost door aankoop immobiliserende materialen  Extra werkgangen nodig			Hoge P-input bij het gebruik van compost
<b>Economische impact</b>	Netto-impact graanstro t.o.v. het inwerken van oogstresten	-923 tot -1230	€/ hectare	
		-1,5 tot -2,0	manuren/ hectare	
	Netto-impact restplant van korrelmaïs t.o.v. het inwerken van oogstresten	-191 tot -210	€/ hectare	
		-0,8 tot -2,0	manuren/ hectare	
	Netto-impact onrijpe groencompost t.o.v. het inwerken van oogstresten	-336 tot -630	€/ hectare	
		-0,8 tot -2,0	manuren/ hectare	

<b>Weersomstandigheden</b>	Het inwerken van de N-immobiliserende materialen dient te gebeuren bij voldoende hoge bodemtemperaturen (>10°C) om een N-immobiliserend effect te verkrijgen. Ook hier kunnen ongunstige weersomstandigheden de toegankelijkheid van het perceel bemoeilijken en kan er mogelijk structureerschade optreden	
<b>Machines beschikbaar</b>	ja	
<b>Onkruidbestrijding</b>	/	
<b>Teelten</b>	<p><i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i></p> <p>Bloem- en sluitkool voor industrie 0</p> <p>Bloem- en sluitkool voor versmarkt 0</p> <p>Spruitkool 0</p> <p>Prei 0</p> <p>Bladselder 0</p>	

<b>In situ stabilisatie</b>				<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	Het samenbrengen van de oogstresten van groenten al dan niet gemengd met structuurrijk materiaal (bv. graanstro) in rillen ( $\pm 1,5$ m breedte; 0,50 hoogte)			
<b>Proefresultaten</b>	Omwille van het lage hoeveelheid samengebrachte N kon het effect van de rillen moeilijk onderscheiden worden van de variabiliteit van de bodemstalen.			
	Beperkt effect van structuurrijk materiaal op N-gehalte in de rillen			
	Bedekking van de rillen met aarde (zoals bij gewenten) lijkt noodzakelijk om bovengrondse N-opslag te bekomen			
<b>Positieve aspecten</b>	Een kleine meerkost en arbeidsvraag indien geen structuurrijk materiaal wordt bijgevoegd			Indien geen machine voorhanden is om de rillen te vormen en dit manueel dient te gebeuren zal dit de arbeidsbehoefte sterk verhogen.
<b>Negatieve aspecten</b>	Indien structuurrijk materiaal wordt bijgevoegd, brengt dit een grote meerkost met zich mee			Een verminderde uitspoeling lijkt vnl. veroorzaakt door de vorm van de rillen en niet door toevoeging van het structuurmateriaal.
<b>Economische impact</b>	Netto-impact rillen met graanstro t.o.v. het inwerken van oogstresten	-458 tot -615	€/ hectare	
		-0,5 tot +1,0	manuren/ hectare	
	Netto-impact rillen zonder structuurrijk materiaal t.o.v. het inwerken van oogstresten	+7,5 tot +15	€/ hectare	
		+2,5 tot +3,0	manuren/ hectare	

<b>Weersomstandigheden</b>	Een najaar met veel neerslag verlaagt de berijdbaarheid van de percelen en mogelijkheid tot het vormen van rillen	
<b>Machines beschikbaar</b>	Ja	Proeven werden manueel aangelegd. Voor het samenbrengen van de oogstresten van groenten kan eventueel een hooikeerder gebruikt worden. Dit is echter nog niet getest en er moet gewaakt worden dat de oogstresten geen schade aanbrengen aan een hooikeerder (omwille van een groter gewicht).
<b>Onkruidbestrijding</b>	/	
<b>Teelten</b>	<p><i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i></p> <p>Bloem- en sluitkool voor industrie 2</p> <p>Bloem- en sluitkool voor versmarkt 2</p> <p>Spruitkool 2</p> <p>Prei 2</p> <p>Bladselder 2</p>	Haalbaar voor alle teelten, maar specifieke machine nodig en erg weersafhankelijk

<b>Gewenten</b>		<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	Het samenbrengen van de oogstresten van groenten al dan niet gemengd met structuurrijk materiaal (bv. graanstro) in gewenten ( $\pm 1,5$ m breedte; 0,50 hoogte) bedekt met aarde	Indien telers vertrouwd zijn met beddenteelt, en hun percelen al zo aanliggen, is dit een makkelijk haalbare techniek. Extra werkgangen zijn berekend voor percelen die al in gewenten aanliggen. Indien perceel vlakvelds is deze techniek moeilijker haalbaar. Gewenteteelt wordt echter meer en meer afgebouwd omdat ze strijdig is met de hang naar steeds verdere mechanisatie.
<b>Proefresultaten</b>	Bewaring van N in de rillen boven het bodemoppervlak en beperking N-uitspoeling naar het bodemprofiel  Beperkt effect van structuurrijk materiaal op het mineraal N-gehalte in de gewenten	
<b>Positieve aspecten</b>	Een kleine meerkost en arbeidsvraag indien geen structuurrijk materiaal wordt bijgevoegd  Betere waterafvoering waardoor vroege teelten sneller geplant kunnen worden  Minerale N blijft tijdens winterperiode in de gewenten, neemt nog toe door mineralisatie, maar spoelt niet uit waardoor het voor een volgende teelt beschikbaar blijft	

<b>Negatieve aspecten</b>	Indien structuurrijk materiaal wordt bijgevoegd, brengt dit een grote meerkost met zich mee			
	Aangepaste machines nodig			
<b>Economische impact</b>	Netto-impact gewenten met graanstro t.o.v. het inwerken van oogstresten	-499 tot -641	€/ hectare	
		-5,25 tot -4,75	manuren/ hectare	
	Netto-impact gewenten zonder structuurrijk materiaal t.o.v. het inwerken van oogstresten	-41 tot -49	€/ hectare	
		-4,5 tot 4 uur	manuren/ hectare	
<b>Weersomstandigheden</b>	Een najaar met veel neerslag verlaagt de berijdbaarheid van de percelen en mogelijkheid tot het vormen van rillen			
<b>Machines beschikbaar</b>	Ja			
<b>Onkruidbestrijding</b>	/			
<b>Teelten</b>	<i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i>			
		gewenteteelt	vlakvelds	
	Bloem- en sluitkool voor industrie	5	3	
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt	5	3	
	Spruitkool	5	3	
	Prei	5	3	
	Bladselder	5	3	

<b>Onderzaai van een vanggewas</b>			<b>Opmerkingen</b>	
<b>Beschrijving techniek</b>	Inzaaien van een vanggewas (bv. Italiaans raigras, rogge) 2-3 weken na het planten van de hoofdteelt		Zowel over de positieve als negatieve aspecten van onderzaai is er een zeer beperkte kennis en is er verder onderzoek nodig.	
<b>Proefresultaten</b>	Beste ontwikkeling en N-opname door Italiaans raigras  N-opname door vanggewas tussen de planrijen (onbeschikbaar voor hoofdteelt)  N-opname van 63±3 - 91±24 kg N/ hectare door Italiaans raigras; 32±9 - 80±28 kg N/ha door rogge			
<b>Positieve aspecten</b>	Vanggewas kan ingezaaid worden wanneer omstandigheden voor ontwikkeling nog goed zijn  Vanggewas kan een positieve invloed hebben op bodemerosie en -structuur			
<b>Negatieve aspecten</b>	Concurrentie tussen onderzaai en hoofdteelt voor licht, water en nutriënten  Beperkte informatie beschikbaar over optimale omstandigheden en aanpak van onderzaai			
<b>Economische impact</b>	Netto-impact onderzaai Italiaans raigras en intact laten oogstresten t.o.v. het inwerken van oogstresten	-57 tot -65	€/ hectare	In economische analyse worden 40 manuren/ha gerekend voor manueel wieden. Op de proefvelden aangelegd door PSKW was dit echter niet nodig en was de onkruiddruk net kleiner door de onderzaai van raigras of rogge. De onkruiddruk lijkt sterk locatie-afhankelijk te zijn.
		-38 tot -39	manuren/ hectare	
	Netto-impact onderzaai Italiaans raigras en klepelen oogstresten t.o.v. het inwerken van oogstresten	-87 tot -95	€/ hectare	
		-40 tot -41	manuren/ hectare	
	Netto-impact onderzaai rogge en intact laten oogstresten t.o.v. het inwerken van oogstresten	-85 tot -93	€/ hectare	
		- 38 tot -39	manuren/ hectare	



	Netto-impact onderzaai rogge en klepelen oogstresten t.o.v. het inwerken van oogstresten	-115 tot -123	€/ hectare	
		-40 tot -41	manuren/ hectare	
<b>Weersomstandigheden</b>	Bij een droog najaar kan competitie tussen onderzaai en hoofdteelt nadelig zijn voor de opbrengst van de hoofdteelt			
<b>Machines beschikbaar</b>	Nee			
<b>Onkruidbestrijding</b>	Er was geen extra onkruidbestrijding nodig op de proefvelden van PSKW voor zowel de objecten met raaigras als rogge. . Op percelen met hoge onkruiddruk kan deze techniek leiden tot overmatige onkruidontwikkeling (brandnetels en melganzevoet).			
<b>Teelten</b>	<i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i>			
	Bloem- en sluitkool voor industrie	3		<p>Geen machines voorhanden. Geen kennis over de effecten van concurrentie om vocht. Inzaaitijdstip groenbedekker afhankelijk van planttijdstip kolen.</p> <p>Geen verdere groei van de groenbedekker na oogst van de kolen.</p> <p>Mogelijks problemen met slakken.</p> <p>Kan nog verder getest worden, zeker voor prei op ruggen is er de mogelijkheid om tussen de ruggen te zaaien.</p> <p>Grote kans tot overwoekering waardoor selder onvoldoende licht zal hebben. Onvoldoende plaats tussen de rijen.</p>
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt	3		
	Spruitkool	1		
	Prei	1		
	Bladselder	0		

<b>Vanggewas ter vervanging van een late groenteteelt</b>		<b>Opmerkingen</b>
<b>Beschrijving techniek</b>	Het inzaaien van een vanggewas (bv. Italiaans raaigras, rogge) na 01 september	Het inzaaitijdstip van het vanggewas beïnvloedt in sterke mate de ontwikkeling van het vanggewas. Hoe vroeger het inzaaien, hoe beter de ontwikkeling en N-opname. De ontwikkeling van een vanggewas ingezaaid na september is zeer beperkt tijdens het najaar en de winter.
<b>Proefresultaten</b>	<p>Hoe vroeger het tijdstip van inzaaien, hoe beter de ontwikkeling van het vanggewas</p> <p>Afname van N-verliezen tijdens winterperiode tot 75% bij inzaai vanggewas voor 01 september t.o.v. late groenteteelt</p> <p>Geen verschil in N-verliezen bij het al of niet inzaaien van een vanggewas na een late groenteteelt (na oktober)</p> <p>Snelste groei door rogge, grootste opname door Italiaans raaigras</p>	Bladrammenas en gele mosterd realiseren in de meeste gevallen de snelste N-opname (bij inzaaien voor 1 september)
<b>Positieve aspecten</b>	<p>Aanzienlijke inperking van het risico op N-verliezen tijdens winterperiode</p> <p>Vanggewas kan positief effect hebben op bodemerosie en -structuur</p>	
<b>Negatieve aspecten</b>	Aanzienlijk verlies van inkomstenbron bij vervanging late groenteteelt door vanggewas	

<b>Economische impact</b>	Netto-impact inzaaien vanggewas t.o.v. het inwerken van oogstresten	-90	€/ hectare	Opbrengst groenteteelt buiten beschouwing gelaten. Inzaaien van vanggewassen is vrij goed ingeburgerd en in de meeste gevallen kan een subsidie aangevraagd worden.
		-1	manuren/ hectare	
<b>Weersomstandigheden</b>	Een koud najaar verhindert een goede vanggewasontwikkeling Een slechte kieming bij natte omstandigheden			Voornameijk het tijdstip van inzaaien is van belang.
<b>Machines beschikbaar</b>	Ja			
<b>Onkruidbestrijding</b>	/			
<b>Teelten</b>	<i>Quotering algemene haalbaarheid (0: zeer onhaalbaar; +5: zeer haalbaar)</i>			alleen nog mogelijk om een vroege teelt bloemkool te zetten  Voornameijk geogst na september
	Bloem- en sluitkool voor industrie	1		
	Bloem- en sluitkool voor versmarkt	1		
	Spruitkool	0		
	Prei	0		
	Bladselder	1		