

**Modelowanie emisji substancji biogennych dla Międzynarodowego Obszaru  
Dorzecza Odry ze zrzutów punktowych oraz różnych źródeł rozproszonych dla  
historycznych, bieżących jak i przyszłych wielkości emisji substancji biogennych**

**Raport końcowy**

## Spis treści

<b>1</b>	<b>Wprowadzenie.....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Model MONERIS i jego założenia metodyczne.....</b>	<b>5</b>
2.1	Struktura modelu .....	5
2.2	Przegląd założeń metodycznych.....	6
2.3	Modelowanie reżimu wodnego .....	7
2.4	Emisje substancji biogennej za pośrednictwem spływu powierzchniowego .....	8
2.5	Emisje substancji biogennej poprzez erozję.....	9
2.6	Emisje substancji biogennej poprzez drenaże/obszary zmeliorowane .....	10
2.7	Emisje substancji biogennej poprzez wody podziemne/Interflow.....	12
2.8	Emisje substancji biogennej z systemów zurbanizowanych i źródeł punktowych .....	13
2.9	Obliczanie retencji biogenów przy pomocy powierzchni wód/cieków.....	14
<b>3</b>	<b>Dane podstawowe oraz ich opracowanie na potrzeby modelu .....</b>	<b>15</b>
3.1	Podział obszaru modelowania na jednostki analityczne.....	15
3.2	Dane wejściowe dotyczące powierzchni .....	16
3.2.1	Użytkowanie terenu.....	16
3.2.2	Dane wysokościowe.....	17
3.2.3	Depozycja atmosferyczna.....	18
3.2.4	Dane dotyczące gleb .....	20
3.2.5	Dane dotyczące melioracji .....	20
3.2.6	Hydrogeologia .....	21
3.2.7	Opad i ewapotranspiracja .....	22
3.3	Wykaz oczyszczalni ścieków oraz bezpośrednie zrzuty ścieków przemysłowych .....	23
3.4	Dane szeregów czasowych .....	24
3.4.1	Dane monitoringowe.....	24
3.4.2	Nadwyżki azotu i akumulacja fosforu.....	25
<b>4</b>	<b>Kalibracja i weryfikacja modelu.....</b>	<b>30</b>
4.1	Kalibracja na podstawie przepływów .....	30
4.2	Obliczanie ładunków.....	30
<b>5</b>	<b>Modelowanie emisji substancji biogennej do wód powierzchniowych MODO (wyniki).....</b>	<b>32</b>
5.1	Okresy obliczeniowe - przegląd .....	32
5.2	Modelowanie okresu historycznego .....	32
5.2.1	Całościowa analiza okresu historycznego .....	32
5.2.2	Udział dróg emisji i źródeł substancji biogennej .....	32
5.2.3	Przestrzenny rozkład emisji substancji biogennej.....	36
5.3	Modelowanie okresu bieżącego.....	39
5.3.1	Całościowa analiza okresu bieżącego .....	39
5.3.2	Udział dróg emisji i źródeł substancji biogennej .....	39
5.3.3	Przestrzenny rozkład emisji substancji biogennej.....	42
5.4	Modelowanie okresu przyszłego .....	44
5.4.1	Całościowa analiza okresu przyszłego .....	44
5.4.2	Udział dróg emisji i źródeł substancji biogennej .....	46
5.4.3	Przestrzenny rozkład emisji substancji biogennej.....	47
5.5	Analiza i ocena trzech okresów modelowania.....	49
<b>6</b>	<b>Propozycje opcji zarządzania służących redukcji substancji biogennej .....</b>	<b>51</b>
6.1	Przegląd opcji zarządzania zintegrowanych w modelu MONERIS .....	51
6.2	Opcje zarządzania służące redukcji emisji poprzez zmiany w użytkowaniu terenu .....	51
6.3	Opcje zarządzania służące redukcji emisji poprzez oczyszczalnie ścieków.....	54
<b>7</b>	<b>Podsumowanie .....</b>	<b>55</b>
<b>8</b>	<b>Perspektywy .....</b>	<b>56</b>
<b>9</b>	<b>Literatura .....</b>	<b>57</b>
<b>10</b>	<b>Załącznik.....</b>	<b>59</b>

## Spis rysunków:

Rysunek 1. Schemat modelu MONERIS (Venohr et al. (2011)).....	6
Rysunek 2. Generowanie schematu dorzecza („flow tree”) na bazie GIS (źródło: IGB) .....	7
Rysunek 3. Emisje substancji biogennych poprzez spływ powierzchniowy (źródło: IGB) .....	8
Rysunek 4. Metoda obliczania spływu powierzchniowego (źródło: IGB) .....	9
Rysunek 5. Emisje substancji biogennych poprzez erozję (źródło: IGB) .....	10
Rysunek 6. Emisje substancji biogennych poprzez drenaże/obszary zmeliorowane (źródło: IGB) .....	11
Rysunek 7. Rozkład/utrzymanie poziomu N w przypadku zmeliorowanych użytków zielonych (źródło: IGB).....	11
Rysunek 8. Emisje azotu z wód podziemnych (źródło: IGB) .....	12
Rysunek 9. Emisje substancji biogennych poprzez systemy zurbanizowane (źródło: IGB) .....	13
Rysunek 10. Obliczanie powierzchni wód/cieków (WSA) w przypadku rzek głównych (MR) i dopływów (TRIB)(Venohr, 2006) .....	14
Rysunek 11. Dorzecze, jednostki analityczne oraz sieć rzeczna .....	16
Rysunek 12. Klasyfikacja danych dotyczących użytkowania terenu (CORINE) .....	17
Rysunek 13. Topografia w dorzeczu Odry .....	18
Rysunek 14. Porównanie pomierzonych ładunków depozycji NH <sub>4</sub> z 14 stacji monitoringowych (z lewej) z wartościami depozycji EMEP dla roku 2002 (z prawej) .....	19
Rysunek 15. Depozycja atmosferyczna NO <sub>x</sub> w oparciu o dane EMEP dla roku 2010.....	19
Rysunek 16. Rodzaje gleb w dorzeczu Odry .....	20
Rysunek 17. Udział obszarów zmeliorowanych w powierzchniach użytkowanych rolniczo (w %) .....	21
Rysunek 18. Hydrogeologia w dorzeczu Odry .....	22
Rysunek 19. Średnie sumy opadów dla okresu 2000-2010 .....	23
Rysunek 20. Wykaz oczyszczalni ścieków .....	24
Rysunek 21. Lokalizacja stacji pomiaru przepływu wykorzystanych do kalibracji.....	25
Rysunek 22. Zmiany (przebieg) nadwyżek N w krajach MKOOpZ – Polsce, Czechach i Niemczech - w okresie 1960 – 2010, obliczonych przy pomocy różnych metod .....	27
Rysunek 23. Porównanie dostarczonych polskich danych dotyczących nadwyżek azotu z danymi OECD/EUROSTATS.....	28
Rysunek 24. Porównanie przekazanych polskich danych dotyczących nadwyżek N z danymi OECD/EUROSTATS ....	29
Rysunek 25. Porównanie ładunków dla TN (z lewej) oraz TP (z prawej) .....	31
Rysunek 26. Drogi emisji azotu dla okresu historycznego (2000-2007) .....	33
Rysunek 27. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku azotu dla okresu historycznego (2000-2007).....	33
Rysunek 28. Drogi emisji fosforu dla okresu historycznego (2000-2007).....	34
Rysunek 29. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku fosforu dla okresu historycznego (2000-2007).....	34
Rysunek 30. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007) .....	35
Rysunek 31. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007) .....	35
Rysunek 32. Udział stron umowy MKOOpZ w emisjach całkowitych w przypadku azotu według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007) .....	36
Rysunek 33. Udział stron umowy MKOOpZ w emisjach całkowitych w przypadku fosforu według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007) .....	36
Rysunek 34. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (Analytical Units) – dla okresu historycznego (2000-2007) .....	37
Rysunek 35. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów – dla okresu historycznego (2000-2007).....	38
Rysunek 36. Drogi emisji azotu dla okresu bieżącego (2008-2010).....	39
Rysunek 37. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku azotu dla okresu bieżącego (2008-2010) .....	40
Rysunek 38. Drogi emisji fosforu dla okresu bieżącego (2008-2010).....	40
Rysunek 39. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku fosforu dla okresu bieżącego (2008-2010).....	40
Rysunek 40. Zmiany emisji całkowitych (azot z lewej, fosfor z prawej) według dróg emisji od okresu historycznego (2000-2007) do okresu bieżącego (2008-2010).....	41
Rysunek 41. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu bieżącego (2008-2010).....	41
Rysunek 42. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu bieżącego (2008-2010).....	42

Rysunek 43. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (okres bieżący 2008-2010).....	43
Rysunek 44. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów (okres bieżący 2008-2010) .....	44
Rysunek 45. Zmiany emisji azotu - odniesienie okresu przyszłego (2011-2021) do okresu bieżącego (2008-2010) .	45
Rysunek 46. Zmiany emisji fosforu - odniesienie okresu przyszłego (2011-2021) do okresu bieżącego (2008-2010) .....	45
Rysunek 47. Emisje azotu według dróg emisji dla okresu prognozowanego(2011-2021).....	46
Rysunek 48. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021).....	46
Rysunek 49. Emisje fosforu według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021) .....	47
Rysunek 50. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021).....	47
Rysunek 51. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (2011-2021) .....	48
Rysunek 52. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów (2011-2021) .....	49

## 1 Wprowadzenie

Dorzecze Odry rozciąga się na terytorium trzech państw – Polski (87,6%), Republiki Czeskiej (5,9%) i Niemiec (6,5%). Całkowita długość Odry wynosi 855 km, a powierzchnia przynależnego dorzecza ok. 122.512 km<sup>2</sup>.

W ramach wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) dorzecze zostało podzielone na sześć obszarów opracowania, tj. Górną Odrę, Środkową Odrę, Wartę, Nysę Łużycką, Dolną Odrę oraz Zalew Szczeciński. Uchwalona w 2000 roku Ramowa Dyrektywa Wodna (dyrektywa 2000/60/WE) przewiduje, że wszystkie ciekі europejskie powinny zasadniczo osiągnąć dobry stan do 2015 roku. Na potrzeby analizy charakterystyki dorzecza zgodnie z art. 5 ust. 1 RDW przeprowadzonej w 2004 roku oraz przy opracowywaniu międzynarodowego Planu Gospodarowania Wodami na początku 2010 roku można było dokonać jedynie przybliżonych szacunków dotyczących emisji substancji biogennych. Dlatego celem niniejszego projektu było przeprowadzenie przy pomocy modelu zróżnicowanych obszarowo obliczeń substancji biogennych, odprowadzanych z różnych źródeł oraz poprzez różne drogi emisji do wód powierzchniowych całego MODO, które to obliczenia pozwoliłyby na formułowanie wniosków dla obszarów o dużej i średniej skali.

Oszacowano przy tym zmiany emisji substancji biogennych od roku 2000 do okresu przyszłego, tj. do roku 2021. W tym celu analizowany okres został podzielony na trzy części. Lata 2000-2007 odzwierciedlają okres przeszły (historyczny), lata 2008-2010 stan aktualny (bieżący), natomiast do roku 2021 dokonano szacunkowych obliczeń przy założeniu, że wszystkie parametry pozostaną takie same i uwzględniono jedynie zmiany związane z czasem wymiany wód podziemnych. Na końcu określono wpływ redukcji emisji dla kilku wybranych działań.

Obliczenia przeprowadzone zostały przy pomocy systemu modelowego MONERIS (Modelling Nutrient Emissions into River Systems), opracowanego przez BEHRENDT ET AL. (1999, 2002a) do celów określania wielkości emisji substancji biogennych ze źródeł punktowych do wód powierzchniowych na poziomie obszaru dorzecza i rozwiniętego przez VENOHR ET AL. (2011).

MONERIS stosowany był dla wielu dorzeczy europejskich i niemieckich (m.in. dla Dunaju, Łaby, Odry, Renu i Padu). Miała przy tym miejsce kooperacja z ok. 18 państwami. Ponadto model był bądź jest stosowany w Brazylii, Chinach, Kanadzie i w Mongolii.

## 2 Model MONERIS i jego założenia metodyczne

### 2.1 Struktura modelu

Model MONERIS jest półempirycznym modelem koncepcyjnym (Behrendt et al., 2000; 2002a; 2002b) służącym do oceny emisji substancji biogennych dla obszarów o dużej i średniej skali. Dzięki włączonemu do modelu managerowi scenariuszy można obliczać wpływ działań na emisje biogenów dla różnych dróg emisji oraz jednostek obszarowych. MONERIS 3.0 programowany jest w języku C#, aby był bardziej przyjazny dla użytkownika. Istotnym ulepszeniem dzięki programowaniu C# jest nowe ustrukturyzowanie kodów według modułów. Modułowa struktura umożliwia przyjazne dla użytkownika włączanie/dodawanie nowych założeń oraz uzupełnianie substancji. Nowo zintegrowana pomoc online oraz tooltipy na interfejsie pomagają użytkownikowi przy przeprowadzaniu modelowania.

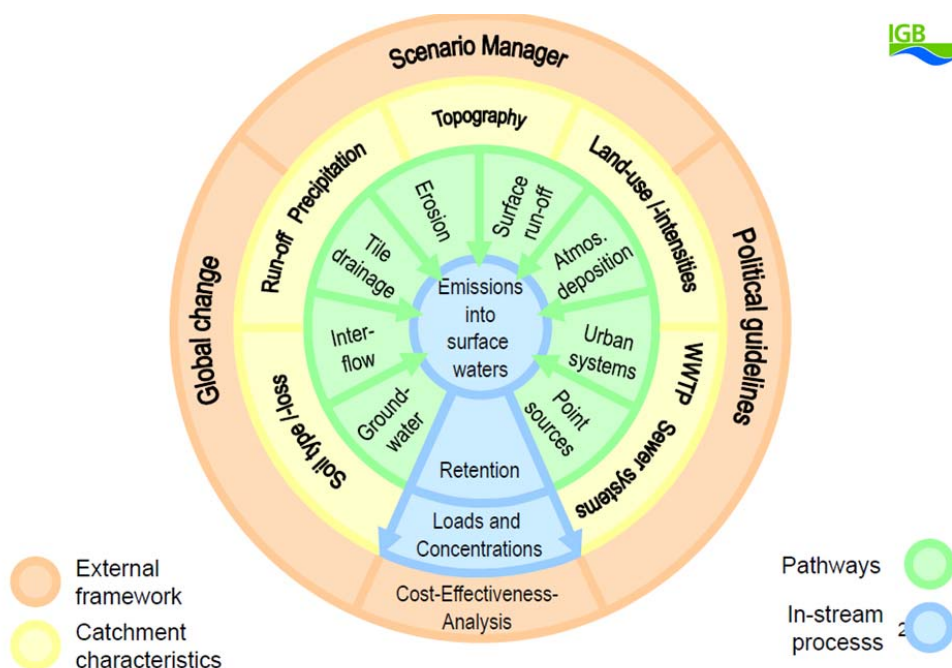
Wszystkie stałe i zmienne dane dotyczące każdej jednostki analitycznej (Analytical Unit – AU) jako najmniejszej jednostki modelu są deponowane i zapisywane w bazie danych wejściowych (MONERIS\_IN.mdb). Baza danych wyjściowych (MONERIS\_OUT.mdb) gromadzi wyniki obliczeń. Ta baza danych zawiera także stałe modelu.

Przedstawienie wyników modelowania na stronie internetowej MKOOpZ odbywa się przy pomocy interaktywnej aplikacji Tool StatPlanet Plus Viewer (<http://www.statsilk.com>). Dzięki temu narzędziu wszystkie wyniki modelowania prezentowane są według substancji, okresów oraz dróg emisji na interfejsie użytkownika w sposób graficzny w postaci tabel i diagramów dla każdej jednostki analitycznej.

## 2.2 Przegląd założeń metodycznych

Drogi oraz procesy emisji miarodajne dla obliczeń modelowych przy pomocy modelu MONERIS przedstawione są na rysunku 1. MONERIS uwzględnia siedem dróg emisji substancji biogenych do wód powierzchniowych:

- bezpośrednie emisje poprzez depozycję atmosferyczną na wody powierzchniowe
- emisje rozpuszczonych biogenów poprzez spływ powierzchniowy (biogeny rozpuszczone)
- emisje poprzez erozję (biogeny cząsteczkowe)
- emisje substancji biogenych poprzez drenaże/obszary zmeliorowane
- emisje substancji biogenych poprzez wody podziemne oraz interflow (odpływ podpowierzchniowy)
- emisje substancji biogenych z terenów zurbanizowanych o zabudowanej powierzchni
- źródła punktowe (emisje biogenów z komunalnych oczyszczalni ścieków oraz bezpośrednie zrzuty ścieków przemysłowych)



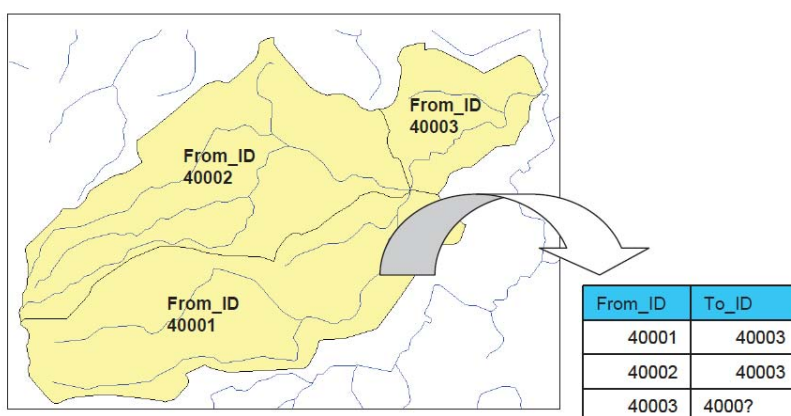
Rysunek 1. Schemat modelu MONERIS (VENOHR ET AL. (2011))

Model MONERIS oblicza na poziomie jednostek analitycznych (Analytical Units - AU), wyznaczonych pod względem hydrologicznym, stężenia oraz ilości wody oddzielnie dla poszczególnych dróg emisji w celu określenia emisji całkowitych. Dzięki zróżnicowaniu stężeń substancji w odniesieniu do dróg emisji można indywidualnie uwzględniać istotne procesy transformacji i retencji podczas przenikania do gleby i wód podziemnych. Modelowane są również procesy retencji i strat w obrębie wód powierzchniowych. Przy pomocy zintegrowanego menedżera scenariuszy można przedstawić wpływ różnych działań na emisje substancji biogenych, retencję w obrębie wód oraz występujące ładunki.

W kolejnej części omówione są przede wszystkim podstawowe elementy rozwoju modelu z wersji 2.0 do wersji 3.0. Kompletny opis metodyki oraz sposobu funkcjonowania modelu MONERIS znajduje się w podręczniku dotyczącym modelu ([http://www.moneris.igb-berlin.de/tl\\_files/data\\_moneris/data\\_publicationen/Moneris%20Handbuch/MONERIS\\_Handbuch.pdf](http://www.moneris.igb-berlin.de/tl_files/data_moneris/data_publicationen/Moneris%20Handbuch/MONERIS_Handbuch.pdf)).

### Schemat przepływu („flow tree”) oraz równanie przepływu

Jednostki analityczne (Analytical Unit, AU) to zlewnie hydrologiczne i jako najmniejsze jednostki modelu MONERIS stanowią one podstawę obliczeń. Zarówno przepływy, jak i transport ładunków substancji przez system rzeczny definiowane są przez topologię, tj. kolejność, w jakiej wody przepływają przez jednostki analityczne. Każde dorzecze przyporządkowywane jest w tym celu do obszaru leżącego poniżej (From\_ID → To\_ID) i tym samym generowany jest schemat przepływu. Jeśli wody z danego obszaru spływają do dwóch różnych podzlewni (np. poprzez kanał) wprowadzany jest ich rozdział przy pomocy osobnego ID (Split\_ID). Ponadto schemat przepływu stosowany jest w modelu MONERIS do obliczania emisji całkowitych w dorzeczach powiązanych ze sobą pod względem hydrologicznym oraz do ustalania wpływu poszczególnych jednostek analitycznych na ładunki na „wylocie” z systemu rzecznej.



Rysunek 2. Generowanie schematu dorzecza („flow tree”) na bazie GIS (źródło IGB)

## 2.3 Modelowanie reżimu wodnego

Do określania emisji substancji biogenych oblicza się w modelu MONERIS dla każdej drogi emisji elementy przepływu, stężenia biogenów oraz istotne procesy retencyjne, przy czym częściowo stosuje się tu różne metody w przypadku azotu oraz fosforu ze względu na różne procesy, znaczenie dróg emisji dla danej substancji oraz różną dostępność danych. Dlatego, oprócz obliczania



elementów substancji biogenych, modelowanie reżimu wodnego ma porównywalne znaczenie dla wyników modelowych.

### Kalibracja przepływu

Nieskorygowany przepływ ( $Q_{AU}$ ) obliczany jest z bilansu opadu i parowania w następujący sposób:

$$Q_{AU} = \text{opad} - \text{ewapotranspiracja} - \text{retencja}$$

Czynnik korygujący retencję kompensuje deficyty lub nadwyżki wody, np. odnawianie się wód podziemnych i gromadzenie śniegu.

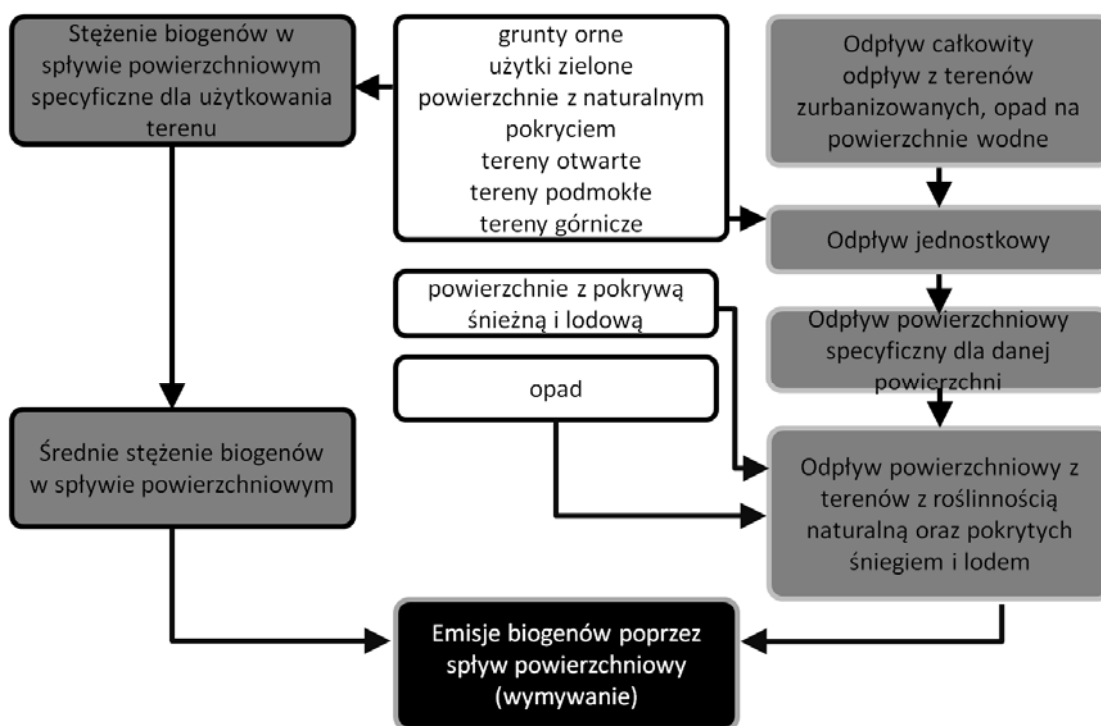
W suchych i małych jednostkach analitycznych istotny udział wody w przepływie może pochodzić ze źródeł punktowych, co z kolei może prowadzić do ponownego przestrzennego (i czasowego) podziału bilansów wodnych.

Dlatego przepływ korygowany jest o istotny dla emisji udział odpływu ze źródeł punktowych.

$$Q_{AU} = \text{opad} - \text{ewapotranspiracja} - \text{retencja/magazynowanie} - \text{istotny dla emisji udział odpływu ze źródeł punktowych}$$

## 2.4 Emisje substancji biogenych za pośrednictwem spływu powierzchniowego

Emisje rozpuszczonych biogenów za pośrednictwem spływu powierzchniowego określane są według schematu przedstawionego na rysunku 4:

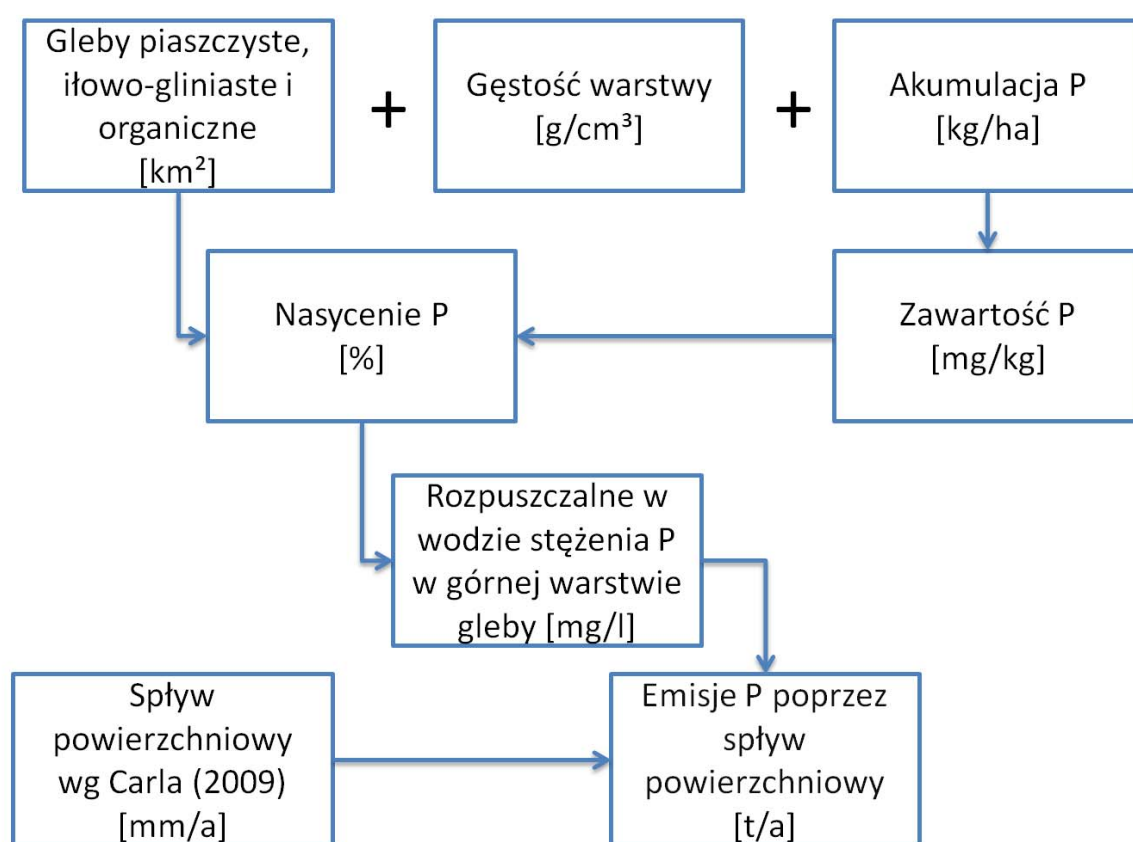


Rysunek 3. Emisje substancji biogenych poprzez spływ powierzchniowy (źródło: IGB)



Spływ powierzchniowy, w celu obliczenia emisji poprzez wymywanie, obliczany jest według metody opracowanej przez CARLA ET AL. (2008) oraz CARLA & BEHRENTA (2008) jako funkcja odpływu całkowitego (patrz rozdział 2.3). W przypadku odpływu śniegu lub lodowców przyjmuje się wykładnik według M. Zessnera (2011) określony dla obszarów alpejskich. Podczas gdy dla azotu wymywanie odgrywa mało istotną rolę, w przypadku fosforu w niektórych regionach może mieć duże znaczenie. Dlatego w celu poprawy wyników modelowania dopracowano w IGB w ostatnim czasie metodę opisywania stężeń fosforu.

W celu ustalania stężenia fosforu w spływie powierzchniowym bazuje się na określeniu nasycenia gleby fosforem według PÖTHINGA ET AL. (2010). Z tego względu, że nie ma do dyspozycji nasycenia bezpośrednio jako wielkości wejściowej, obliczane jest ono na podstawie specyficznych właściwości poszczególnych rodzajów gleb oraz akumulacji fosforu w glebie (rysunek 4).



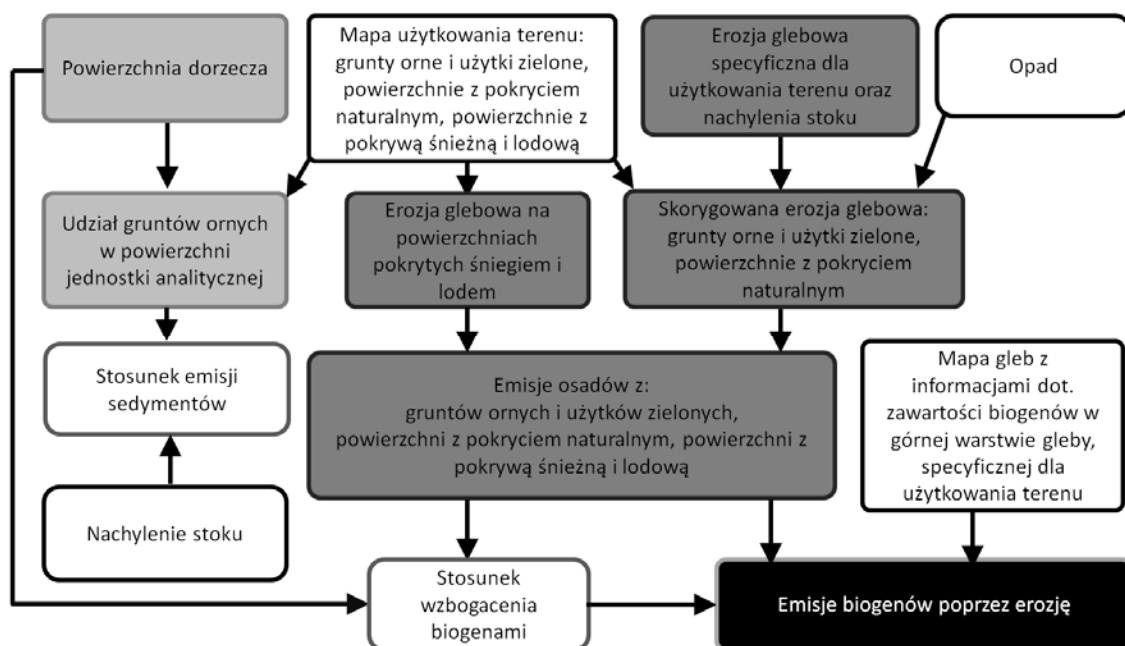
Rysunek 4. Metoda obliczania spływu powierzchniowego (źródło: IGB)

## 2.5 Emisje substancji biogennych poprzez erozję

Emisje substancji poprzez erozję gruntów ornych (patrz rysunek 5) wynikają z emisji osadów, zawartości substancji biogennych w górnej (humusowej) warstwie gleby oraz czynnika wzbogacenia gleby w substancje w wyniku ich transportu (Enrichment Ratio, ER). Do określenia wielkości emisji osadów wykorzystuje się mapę erozji gleb, opracowaną w IGB na podstawie numerycznego modelu terenu (NMT), danych dotyczących użytkowania terenu według CORINE oraz europejskiej mapy gleb (FAO). Erozja glebowa obliczona została przy pomocy ogólnego równania erozji glebowej (ABAG), które uwzględnia następujące czynniki: czynnik nachylenia stoku, czynnik długości stoku, czynnik opadu deszczu i czynnik powierzchni, czynnik erodowalności gleb, czynnik pokrycia terenu oraz czynnik ochrony przed erozją.

Nie wszystkie powierzchnie, na których ma miejsce erozja, połączone są z ciekami pod względem hydrologicznym i przyczyniają się w sposób obligatoryjny do emisji do wód powierzchniowych poprzez erozję. Udział powierzchni, które mogą mieć wpływ na efektywne emisje do wód powierzchniowych poprzez erozję (stosunek emisji osadów), został przeanalizowany przez BEHRENTA ET AL. (1999) i przekształcony na równanie empiryczne.

Dotychczas wszystkie powierzchnie leśne traktowane były jako przyłączone do sieci rzecznej, w aktualnej wersji modelu MONERIS w metodzie obliczeniowej uwzględniona została również koncepcja stosunku emisji sedymentów.

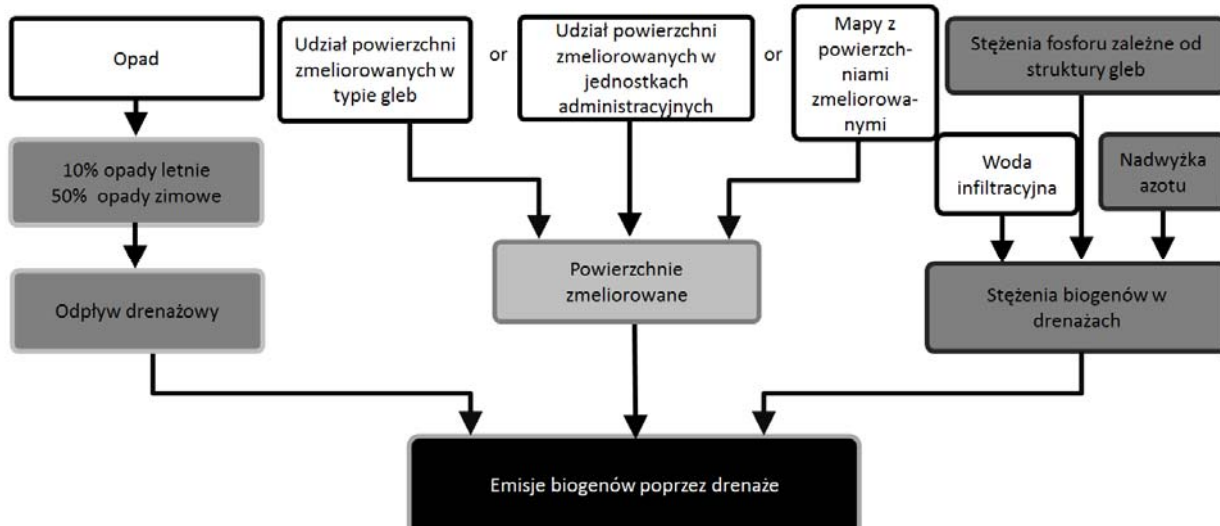


Rysunek 5. Emisje substancji biogennych poprzez erozję (źródło: IGB)

## 2.6 Emisje substancji biogennych poprzez drenaże/obszary zmeliorowane

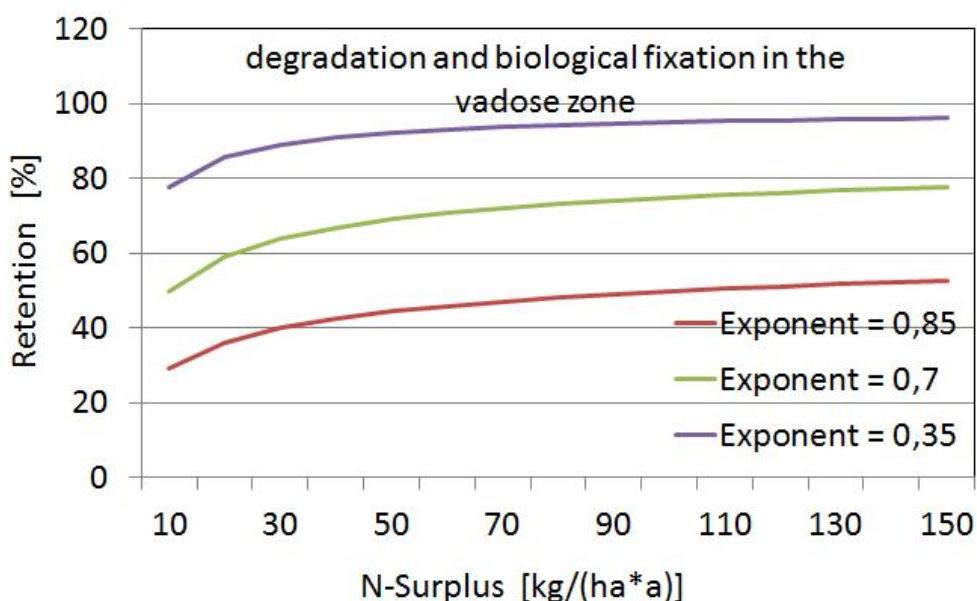
Określanie wielkości emisji biogenów z obszarów zmeliorowanych odbywa się na podstawie wielkości powierzchni zmeliorowanych, odpływu drenażowego oraz stężenia substancji w wodzie drenażowej. Odpływ drenażowy obliczany jest według KRETSCHMARA (1977) na podstawie założenia, że 50% opadów zimowych oraz 10% opadów letnich odpływa poprzez drenaże. W tym założeniu uwzględnione są regionalne różnice w rozkładzie opadów (rysunek 6).

Średnie stężenie fosforu w jednostkach analitycznych obliczane jest jako średnia wartość na obszarach z glebami piaszczystymi i gliniastymi, torfowiskami niskimi i wysokimi (BEHRENT ET AL., 2000). Dla azotu uwzględnia się również redukcję (denitryfikację) w strefie korzeniowej oraz zatrzymanie i przekształcenie w biomasę pod użytkami zielonymi.



Rysunek 6. Emisje substancji biogenych poprzez drenaże/obszary zmeliorowane (źródło: IGB)

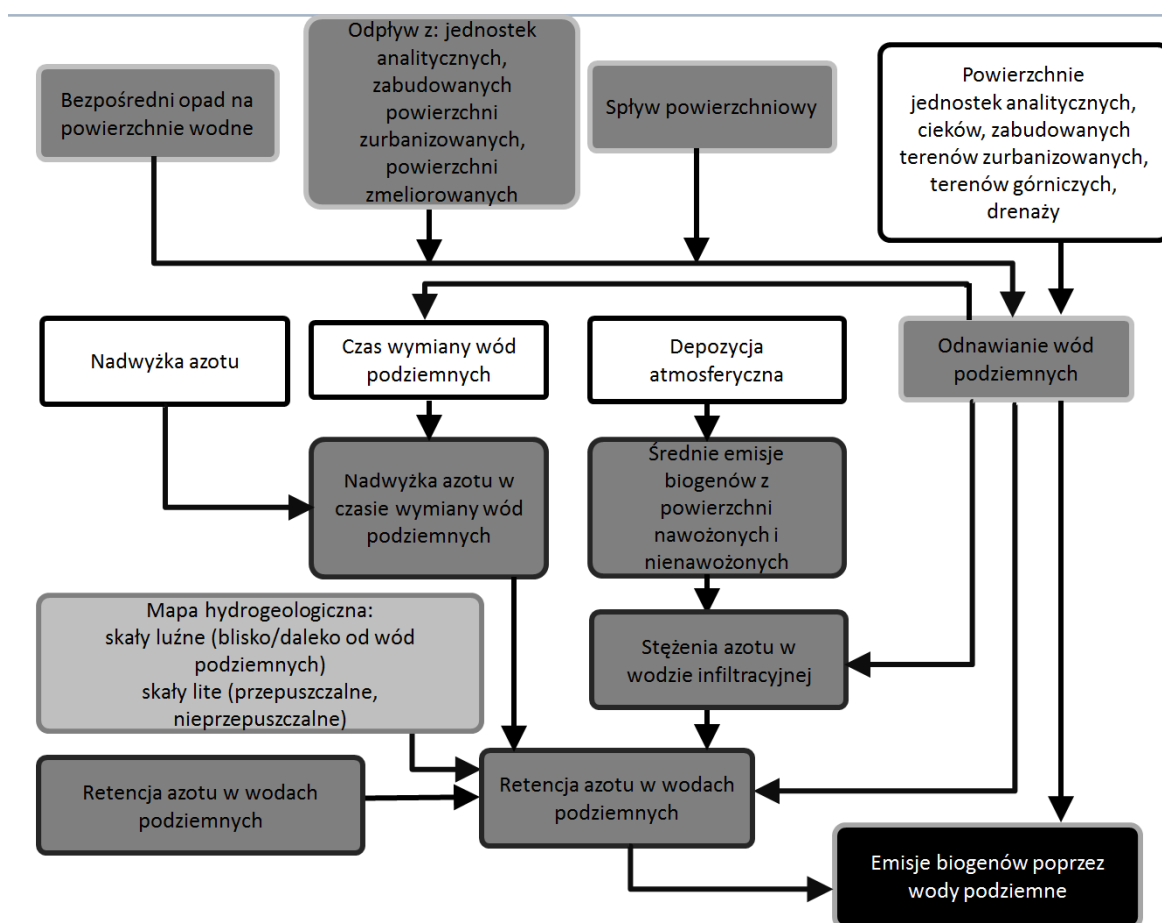
Potencjalne stężenia azotanów w wodzie infiltracyjnej, obliczone według metody FREDa i DABBERTA (1998), redukowane są przez czynnik denitryfikacji  $C_{TN}$ , który podany jest przez BEHRENDTA ET AL (2000) na poziomie 0,85. W nowym założeniu modelowym udziały zmeliorowanych powierzchni zróżnicowane są według gruntów ornych i użytków zielonych. Liczne powierzchnie użytków zielonych są często również zmeliorowane, ale ponieważ ze względu na większą możliwość denitryfikacji emisje do wód są mniejsze (większa retencja), dla użytków zielonych przyjęto czynnik na poziomie 0,35 (rysunek 7). Stężenia fosforu w drenażu przedstawiane są dla danych rodzajów gleb, a dla zdegradowanych torfowisk jako wartości stałe. Przede wszystkim zdegradowane torfowiska niskie mogą prowadzić do bardzo wysokich stężeń P, co wyjaśnia znaczenie ich renaturyzacji.



Rysunek 7. Rozkład/utrzymanie poziomu N w przypadku zmeliorowanych użytków zielonych (źródło: IGB)

## 2.7 Emisje substancji biogenych poprzez wody podziemne oraz interflow (odpływ podpowierzchniowy)

Emisje poprzez wody podziemne określane są na podstawie odpływu podziemnego (wód podziemnych) oraz stężeń substancji w wodach podziemnych. Uwzględnia się przy tym naturalny odpływ podpowierzchniowy oraz odpływ bazowy. Odpływ podziemny (wód podziemnych) określany jest dla każdej jednostki analitycznej z różnicy pomiędzy odpływem całkowitym a sumą innych elementów odpływu (odpływu drenażowego, odpływu powierzchniowego, odpływu z powierzchni zabudowanych, odpływu ze źródeł punktowych oraz opadu na powierzchnię cieków). Stężenie azotu w wodach podziemnych określane jest na podstawie potencjalnego stężenia azotu w górnej warstwie gleby (humus). Z tego względu, że czas wymiany wody oraz substancji na drodze ze strefy korzeni do wód podziemnych może trwać kilka lat, aktualne stężenie azotu w górnej warstwie gleby musi zostać zastąpione wartością średnią, która odzwierciedla całkowity czas wymiany wód podziemnych. Służy to przede wszystkim uwzględnieniu zmieniającej się nadwyżki azotu na powierzchniach rolniczych w czasie wymiany wód podziemnych. Jeśli nie ma do dyspozycji czasów wymiany wód podziemnych, są one obliczane wewnątrz w modelu. Zależna od warunków hydrogeologicznych retencja azotu w glebie, w strefie aeracji oraz w wodach podziemnych obliczana jest z porównania regionalnego stężenia azotu w wodach podziemnych oraz potencjalnego stężenia azotu w wodach infiltracyjnych (rysunek 8). Ujemna wartość odnawiania się wód podziemnych przedstawiana była dotychczas przy pomocy wartości 25mm/rok, natomiast w nowej wersji modelu przyjmuje się wartość 0 mm/rok. Ta infiltracja uwzględniana jest teraz przy obliczaniu ładunków jako przesiąkanie z wód powierzchniowych.



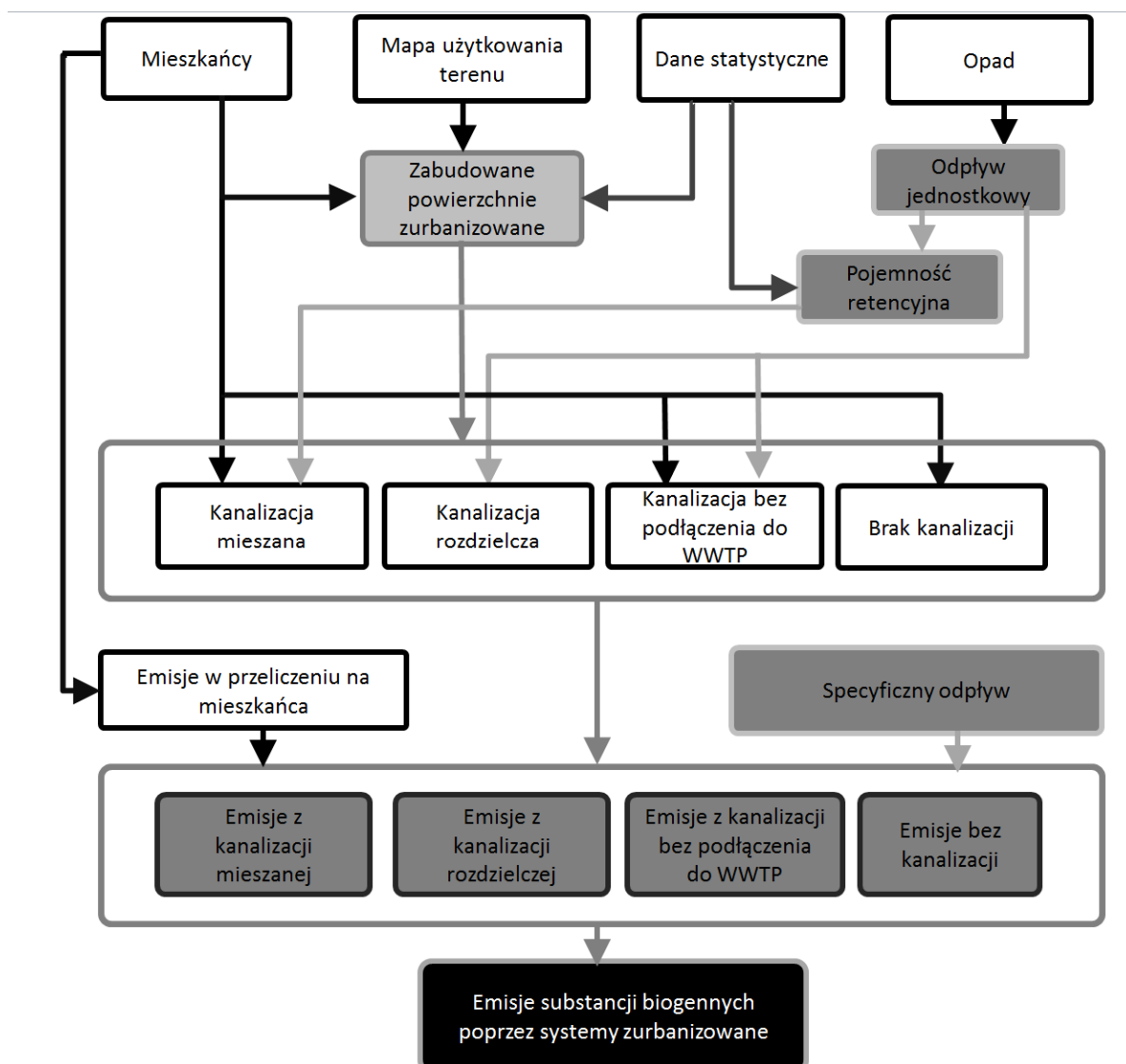
Rysunek 8. Emisje azotu z wód podziemnych/interflow (źródło: IGB)

Obliczanie stężeń P w jednostkach analitycznych odbywa się na podstawie stężeń rozpuszczonego, reaktywnego fosforu w wodach podziemnych, w rozróżnieniu na typy gleb.

## 2.8 Emisje substancji biogenych z systemów zurbanizowanych i źródeł punktowych

Emisje z **systemów zurbanizowanych** składają się z czterech różnych dróg emisji (rysunek 9):

- emisji z zabudowanych powierzchni zurbanizowanych poprzez kanały burzowe,
- emisji z gospodarstw domowych oraz zabudowanych powierzchni zurbanizowanych poprzez przelewy kanalizacji mieszanej (ogólnospławnej),
- emisji z gospodarstw domowych oraz zabudowanych powierzchni zurbanizowanych, które są podłączone do kanalizacji, ale nie są podłączone do oczyszczalni ścieków,
- emisji z gospodarstw domowych oraz zabudowanych powierzchni zurbanizowanych, które nie są podłączone do kanalizacji.

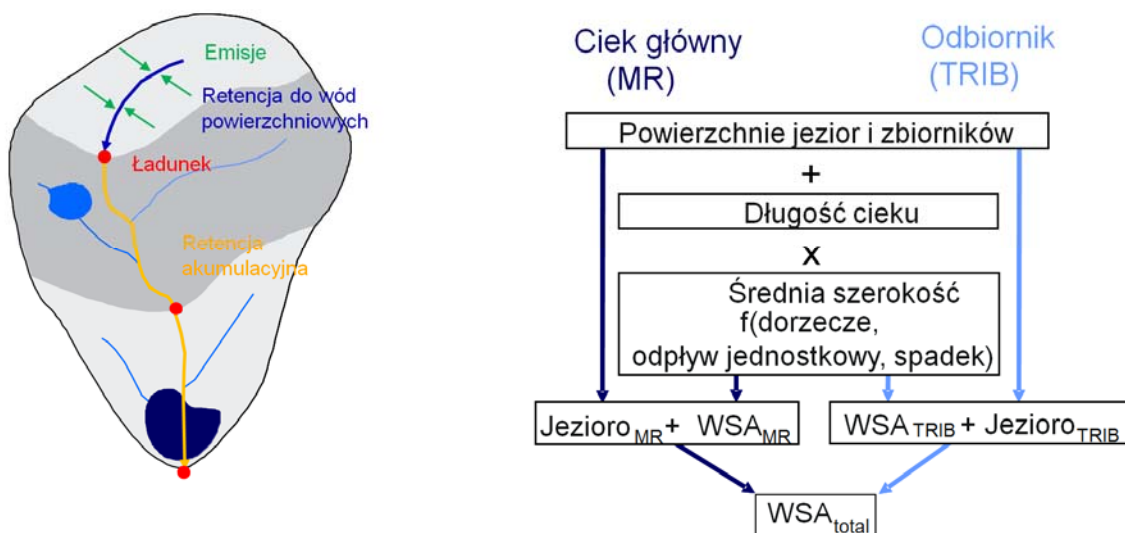


Rysunek 9. Emisje substancji biogenych poprzez systemy zurbanizowane (źródło: IGB)

Przy obliczaniu emisji substancji biogenych ze **źródeł punktowych** uwzględniane są dane dotyczące komunalnych oczyszczalni ścieków oraz bezpośrednich zrzutów ścieków przemysłowych.

## 2.9 Obliczanie retencji biogenów przy pomocy powierzchni wód/cieków

W celu obliczenia retencji substancji biogenych w rzekach i jeziorach oraz emisji poprzez depozycję atmosferyczną należy obliczyć powierzchnię wód/cieków w jednostkach analitycznych. W celu oszacowania powierzchni wód/cieków stosuje się metodę według VENOHRA ET AL. (2005, 2012) dotyczącą szacowania szerokości rzeki w przypadku rzek głównych oraz dopływów (rysunek 10). Długość cieków przejmujemy się przy tym z map topograficznych, przy czym w zależności od źródła oraz skali danych stopień generalizacji korygowany jest na podstawie współczynników skalowania określonych przez VENOHRA (2006) dla rzek (biegów) głównych i dopływów.



Rysunek 10. Obliczanie powierzchni wód/cieków (WSA) w przypadku rzek głównych (MR) i dopływów (TRIB) (Venohr, 2006)

Centralnymi procesami retencyjnymi są rozkład mikrobiologiczny (denitryfikacja) azotu oraz sedymentacja fosforu. Główną wielkością sterującą uwzględnianą przy retencji azotu i fosforu w obrębie wód jest obciążenie hydrauliczne. Wynika ono ze stosunku odpływu do powierzchni wody i implikuje pośrednio czas wymiany wody, ewentualnie stosunek objętości wody do powierzchni sedymentów i tym samym nadaje się jako wielkość sterująca dla obu substancji biogenych. Dla azotu do obliczenia denitryfikacji przyjmuje się dodatkowo temperaturę wody jako wielkość sterującą dla aktywności biologicznej.

### **3 Dane podstawowe oraz ich opracowanie na potrzeby modelu**

Poniższy rozdział zawiera przegląd istotnych danych, które zostały wykorzystane. W przypadku, kiedy dla danego analizowanego obszaru brakowało istotnych danych wejściowych lub wykazywały one luki, wówczas uzupełniając korzystano z dostępnych danych europejskich.

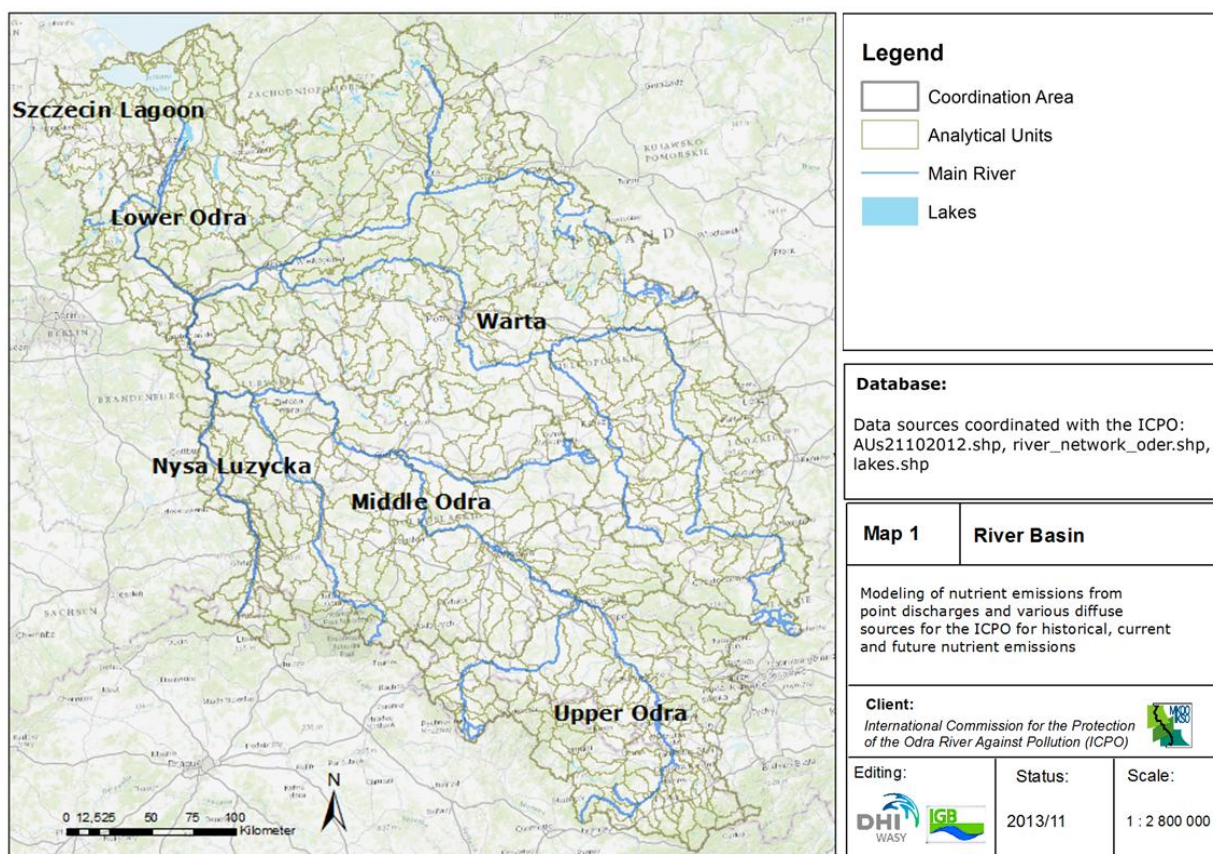
#### **3.1 Podział obszaru modelowania na jednostki analityczne**

Podstawą obliczeń modelowych jest podział obszaru – systemu rzecznej Odry na 484 jednostki analityczne uzgodnione z MKOOpZ i grupą koordynującą (64 jednostki o powierzchni ok. 9000 km<sup>2</sup> w Niemczech; 377 jednostki o powierzchni ok. 108 000 km<sup>2</sup> w Polsce; 43 jednostki o powierzchni ok. 7300 km<sup>2</sup> w Czechach), które mogą być agregowane do obszarów opracowania oraz jednostek administracyjnych. Jednostki analityczne uwzględniają jednostki hydrograficzne (jednolite części wód) wyznaczone w ramach wdrażania RDW.

Dla obszaru polskiego i czeskiego jednostki analityczne zostały wyznaczone całkowicie na nowo. Będące do dyspozycji jednostki analityczne dla Niemiec (FUCHS ET AL., 2010) zostały dostosowane jedynie w obszarze granicznym z Polską i Czechami do nowych, wyznaczonych tam granic. Jednostki analityczne zostały następnie uzgodnione w ramach współpracy z MKOOpZ oraz partnerami z grupy koordynującej i opracowane pod względem geometrycznym przez zamawiającego. Zalew Szczeciński został uwzględniony w modelowaniu.

Sieci rzeczne trzech krajów - Umawiających się Stron MKOOpZ - zostały zharmonizowane do jednolitego zbioru danych i wykorzystane jako dane podstawowe do opracowania schematu (układu) dorzecza oraz obliczenia powierzchni wód/cieków. Poniższy rysunek 11 przedstawia mapę przeglądową wykorzystanych jednostek analitycznych oraz sieci rzecznej.





Rysunek 11. Dorzecze, jednostki analityczne oraz sieć rzeczna

## 3.2 Dane wejściowe dotyczące powierzchni

### 3.2.1 Użytkowanie terenu

Większa część dorzecza Odry wykorzystywana jest rolniczo. W obszarze Górnej Odry oraz Warty udział powierzchni wykorzystywanych rolniczo wynosi prawie 70%.

W obszarze Górnej Odry istnieje także kilka dużych miast (przemysłowych), na przykład Opole czy Ostrawa w Republice Czeskiej.

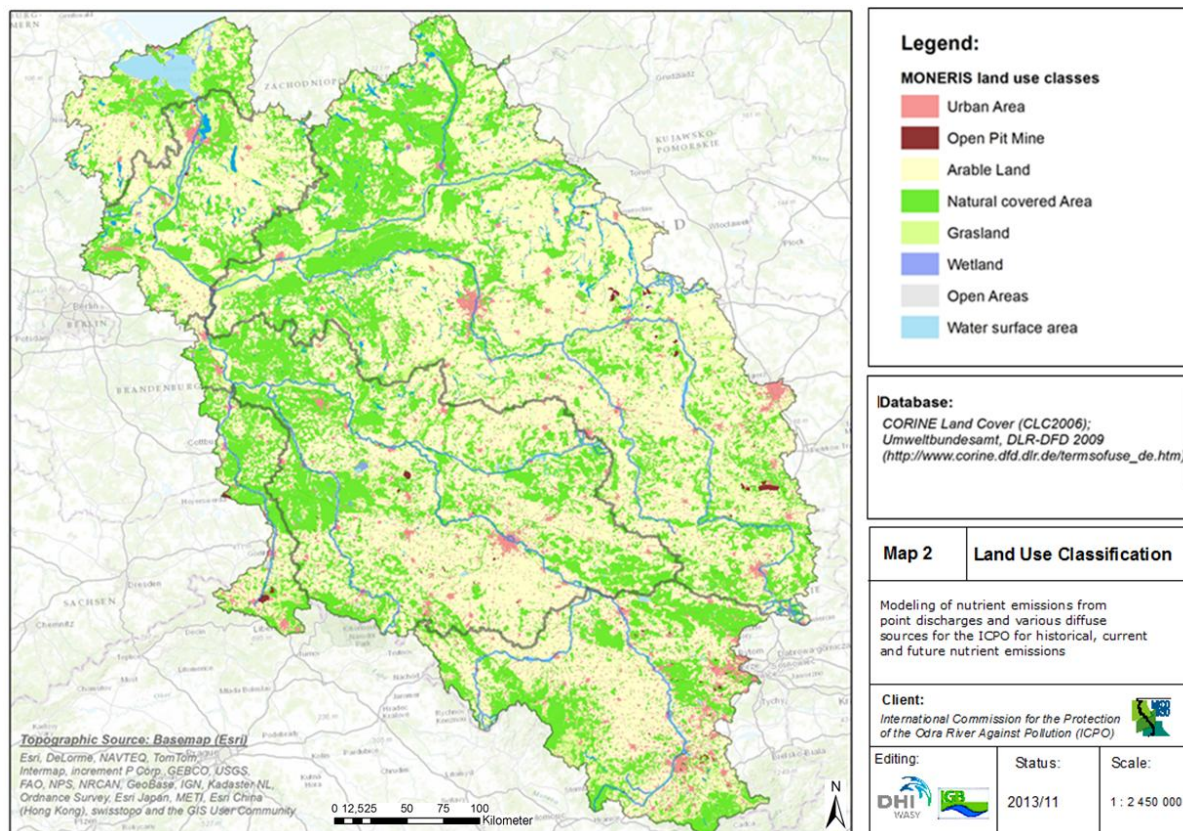
Do klasyfikacji użytkowania terenu do dyspozycji były dane CORINE Land Cover (CLC2006; DLR-DFD 2009). Klasy CORINE zostały połączone na potrzeby modelowania w następujący sposób (tabela 1):

Tabela 1: Klasy użytkowania terenu według MONERIS

Klasa	Wyjaśnienie/Jednostka
Urban area	[km <sup>2</sup> ]
ArableLandSlopeLess1	Arable land with slope less 1%, [km <sup>2</sup> ]
ArableLandSlope1To2	Arable land with slope between 1 and 2%, [km <sup>2</sup> ]
ArableLandSlope2To4	Arable land with slope between 2 and 4%, [km <sup>2</sup> ]
ArableLandSlope4To8	Arable land with slope between 4 and 8%, [km <sup>2</sup> ]
ArableLandSlopeGreater8	Arable land with slope greater 8%, [km <sup>2</sup> ]
Grassland	[km <sup>2</sup> ]
NaturalCoveredArea	[km <sup>2</sup> ]
WaterSurfaceArea	[km <sup>2</sup> ]
OpenPitMine	[km <sup>2</sup> ]

OpenArea	[km <sup>2</sup> ]
Wetland	[km <sup>2</sup> ]
Other	Remaining area, [km <sup>2</sup> ]

Rysunek 12 przedstawia klasyfikację danych dotyczących użytkowania terenu w dorzeczu Odry.



Rysunek 12. Klasyfikacja danych dotyczących użytkowania terenu (CORINE)

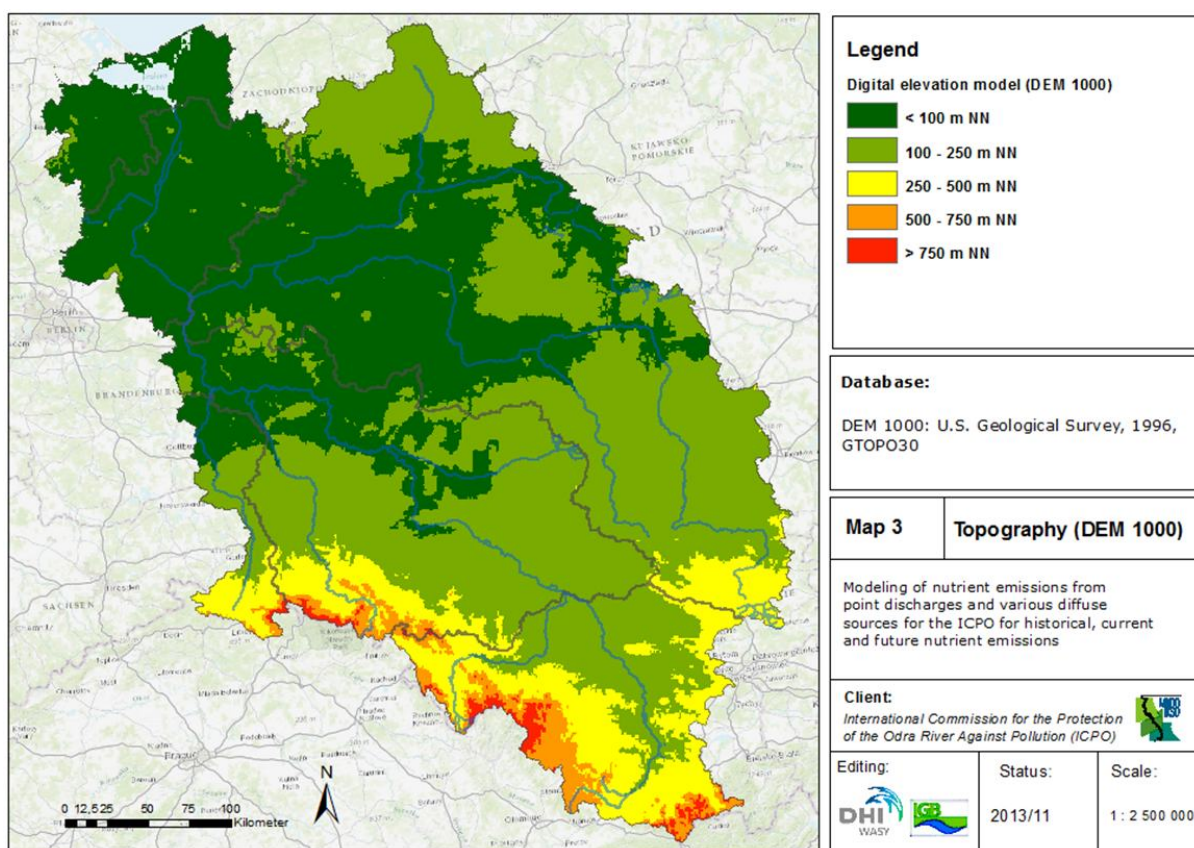
### 3.2.2 Dane wysokościowe

Średni spadek stosowany jest przy określaniu erozji glebowej, obliczaniu powierzchni wody oraz do wyznaczania terenów, na których może wystąpić erozja. W celu określenia średniego spadku terenu (slope) oraz średniej wysokości dorzecza zastosowano model wysokościowy DEM100 (DEM100, digital elevation model, NASA SRTM (Shuttle Radar Topography Mission, 2005); rozdzielczość 90x90m opracowana do rozdzielczości 100x100m) oraz DEM1000 (U.S. Geological Survey, 1996, GTOPO30; 1000x1000m). Nachylenie stoków wykorzystano jako podstawę do obliczenia erozji. Model MONERIS wyróżnia pięć klas nachylenia stoków (tabela 2):

Tabela 2: Klasy nachylenia stoków według MONERIS

Klasa	Nachylenie stoków w %
1	<1
2	1-2
3	2-4
4	4-8
5	>8





Rysunek 13. Topografia w dorzeczu Odry

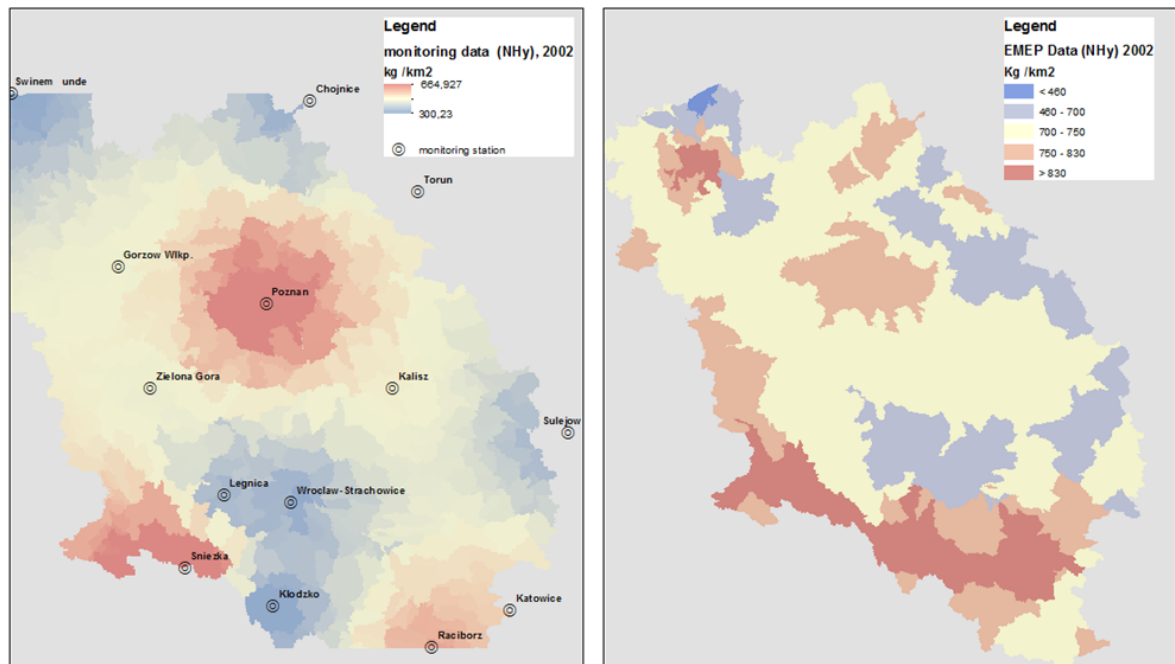
### 3.2.3 Depozycja atmosferyczna

Dane dotyczące całkowitej depozycji atmosferycznej dla azotu dla okresu 2000-2010 zostały przejęte z wyników Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP) z Det Norske Meteorologiske Institut (DNMI, Norwegia). Dane EMRP dostępne są dla całego dorzecza w formie map rastrowych o rozdzielczości 50 x 50 km jako depozycja NO<sub>x</sub>-N i NH<sub>4</sub> w kg/m<sup>2</sup> (rysunek 15).

Poprzez przecięcie danych dotyczących depozycji z granicami dorzecza obliczono średnią depozycję NO<sub>x</sub>-N i NH<sub>4</sub>-N w obrębie każdej jednostki analitycznej.

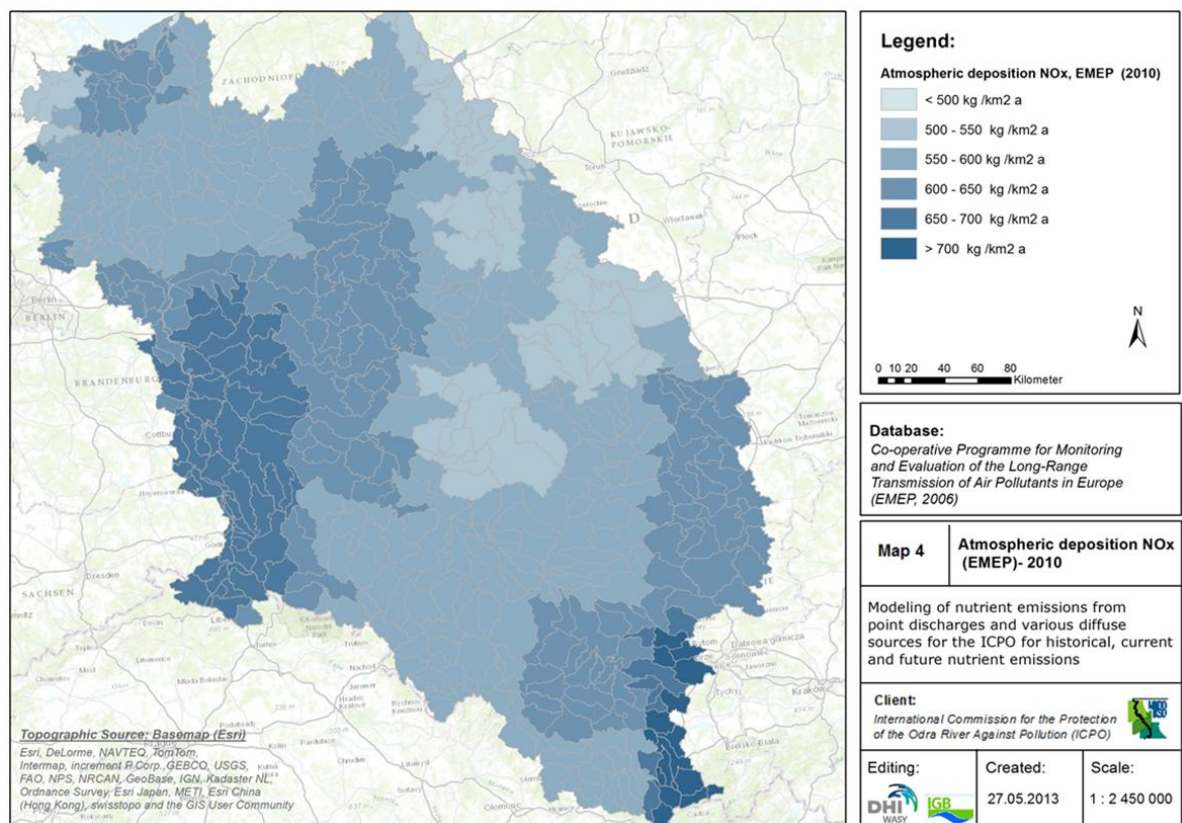
Dla Polski do dyspozycji były dodatkowo miesięczne ładunki wnoszone z opadami dla azotów/azotanów, azotu amonowego oraz fosforu z 14 stacji monitoringowych dla okresu 2000-2010. Na podstawie zsumowanych wartości miesięcznych dokonano regionalizacji wartości przy pomocy metody interpolacji Inverse Distance Weighted (IDW). Metoda IDW uwzględnia horyzontalną zmienność danych ze stacji pomiarowych w przestrzeni, przy czym zakłada się, że istotność maleje wraz ze zwiększającą się odległością. Te utrzymujące się wyniki mokrej depozycji w opadzie porównano z wynikami EMEP w odniesieniu do ich przestrzennego rozkładu. Dolna Odra, Górna Odra i Zalew Szczeciński, ze względu na niewystarczającą gęstość pomiarów, mogły być przedstawione jedynie w ograniczonym stopniu.

Rysunek 14 przedstawia porównanie zregionalizowanych danych EMEP z poddanymi interpolacji danymi pomiarowymi dla NH<sub>y</sub> dla roku 2002. Wartości maksymalne znajdują się na dużych obszarach przemysłowych (Poznań, Katowice) oraz w regionach górskich (Śnieżka).



Rysunek 14. Porównanie pomierzonych ładunków depozycji  $\text{NH}_4$  z 14 stacji monitoringowych (z lewej) z wartościami depozycji EMEP dla roku 2002 (z prawej)

Dla całkowitej wielkości depozycji P, która zależy od sposobu użytkowania analizowanej powierzchni, można wyliczyć średnią wartość dla europejskich dorzeczy, wynoszącą 0,37 kg P/(ha/rok) (BEHRENDT ET AL., 2002b). Zsumowane ładunki miesięczne dla fosforu z polskich stacji monitoringowych zostały również poddane regionalizacji. Wyniki interpolacji wielkości depozycji P wahają się między 0,15- 0,37 kg P/(ha/rok).

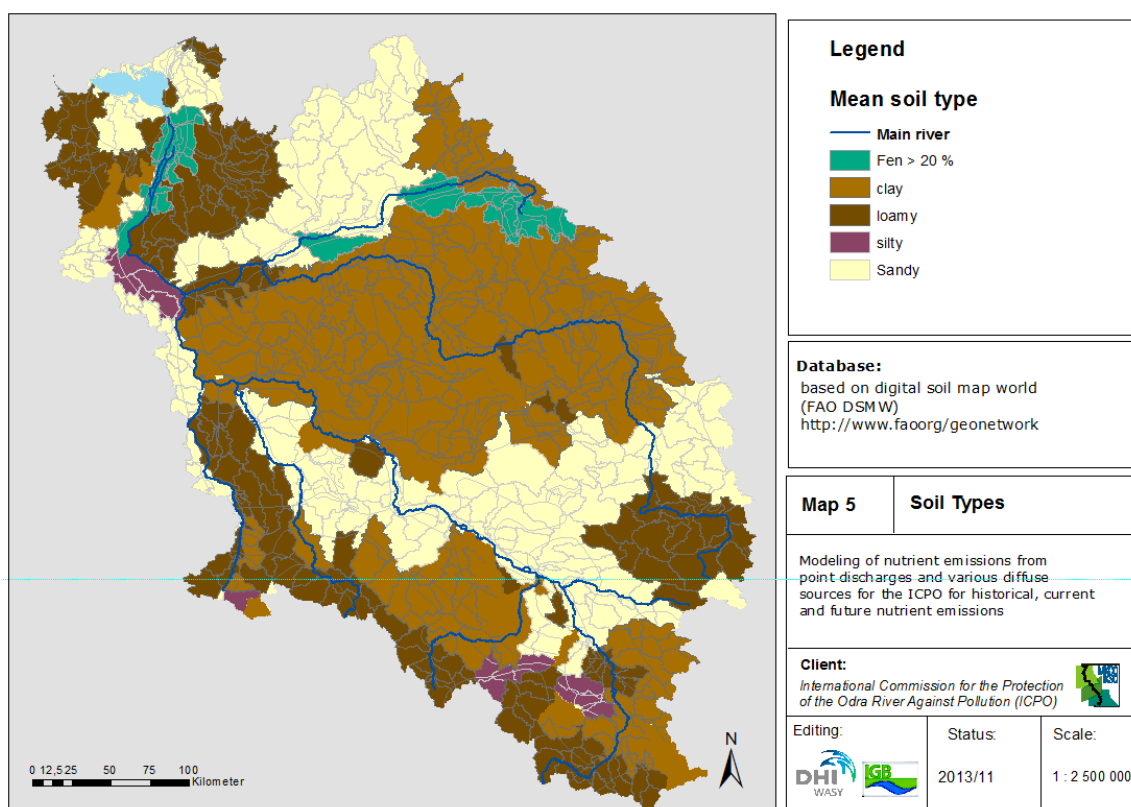


Rysunek 15. Depozycja atmosferyczna NO<sub>x</sub> w oparciu o dane EMEP dla roku 2010

### 3.2.4 Dane dotyczące gleb

Na potrzeby modelowania przy pomocy MONERIS rozróżnia się główne rodzaje gleb (piaski, gliny, muły i ility) oraz powierzchnie torfowisk niskich i wysokich. Dla całego dorzecza wykorzystano Europejską Mapę Gleb Europejskiego Biura ds. Gleb (1:1000000). W oparciu o dane zawarte na mapie gleb FAO dotyczące zawartości iltów i mułów w górnej warstwie gleby wyznaczono główne grupy rodzajów gleb przy pomocy Instrukcji kartowania gleb (Grupa robocza ad hoc ds. gleb, Instrukcja kartowania gleb/Bodenkundlichen Kartieranleitung, nakł. 5, 438 S., 2005, patrz rysunek 16, S. 142). Dla każdej głównej grupy rodzajów gleb obliczono udział powierzchni na jednostkę analityczną w km<sup>2</sup>. Na rysunku 16 przedstawiono dla każdej jednostki analitycznej rodzaj gleby, która ma największy udział w danym obszarze (mean soil type). Powierzchnie torfowisk niskich rzadko występują na analizowanym obszarze, na rysunku zostały przedstawione dodatkowo jednostki analityczne, w których udział torfowisk w całej powierzchni wynosi więcej niż 20 procent.

Dodatkowo wykorzystano niezbędne zregionalizowane informacje o procentowym udziale zawartości azotu oraz zawartości iltów w górnej warstwie gleby z mapy gleb FAO (*DSMW = digital soil map world, 2007*).



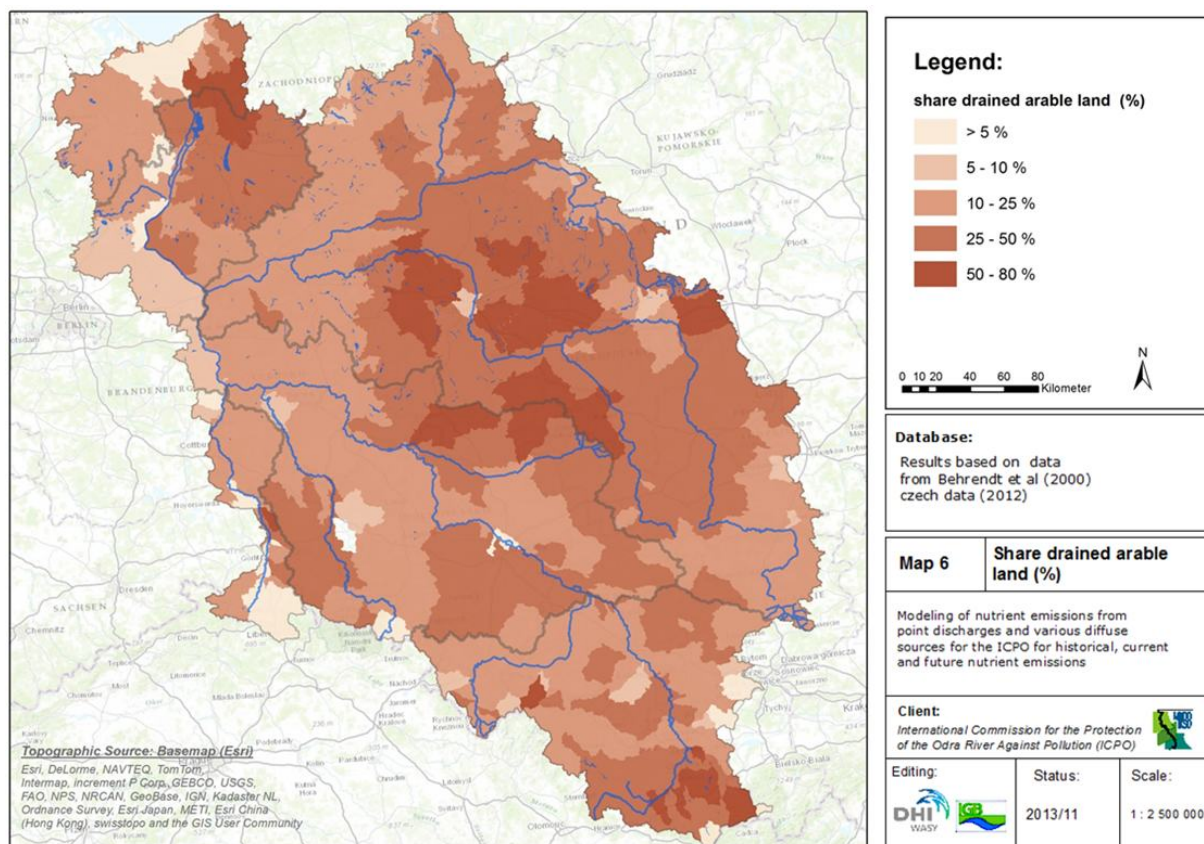
Rysunek 16. Rodzaje gleb w dorzeczu Odry

### 3.2.5 Dane dotyczące melioracji

Określenie udziału powierzchni zmeliorowanych w całkowitej powierzchni gruntów ornych bazuje na pracach BEHRENDT ET AL. (1999), przy czym wielkości powierzchni zmeliorowanych znajdujących się w jednostkach analitycznych w niemieckich krajach związkowych określone zostały przy pomocy oceny typów gleb zależnych od danej lokalizacji (rysunek 17). Dane te wykorzystano dla niemieckich i polskich jednostek analitycznych. Dla jednostek czeskich dostępne były dane dotyczące powierzchni zmeliorowanych oraz dane dotyczące powierzchni gruntów ornych i użytków



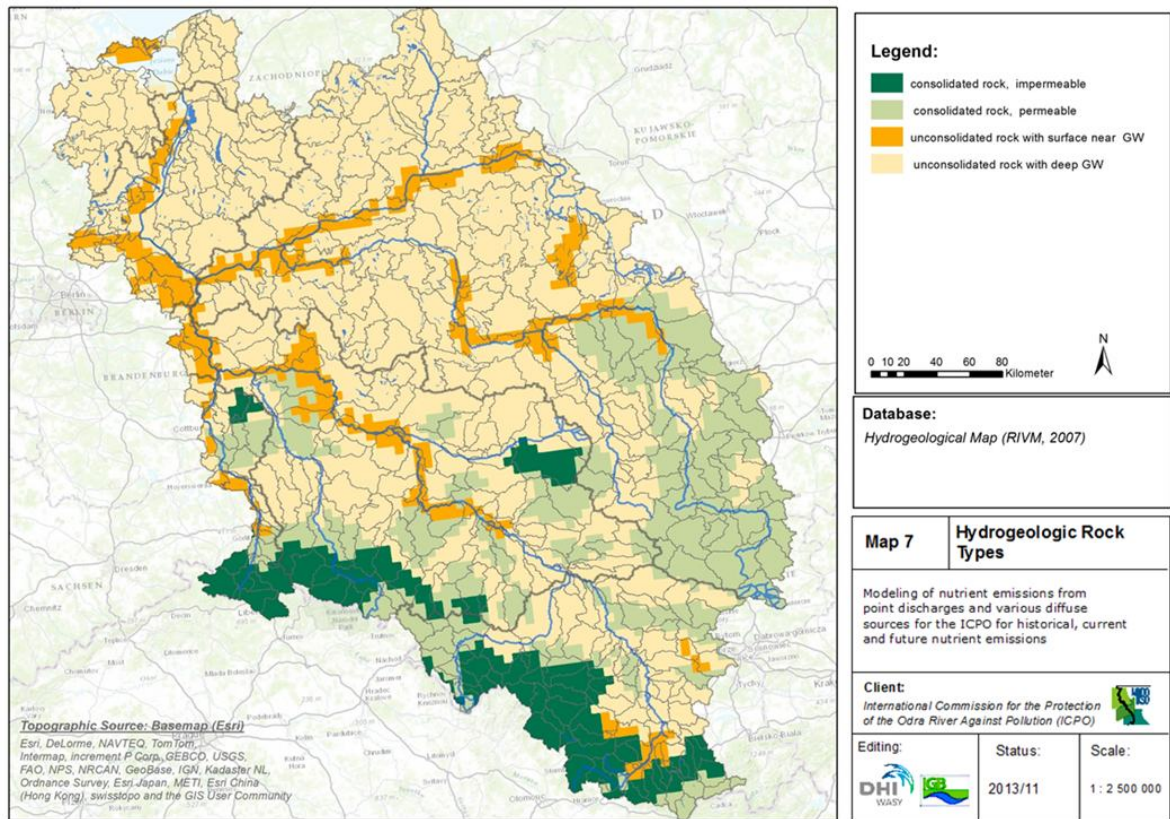
zielonych oraz powierzchni sadowniczych. Dane te zostały poddane regionalizacji i opracowane dla tych obszarów.



Rysunek 17. Udział obszarów zmeliorowanych w powierzchniach użytkowanych rolniczo (w %)

### 3.2.6 Hydrogeologia

Rozróżnienie na obszary skał luźnych położonych w pobliżu wód podziemnych oraz daleko od wód podziemnych oraz na obszary skał litych przepuszczalnych i nieprzepuszczalnych konieczne jest do określenia retencji biogenów w strefie aeracji. Rozróżnienia stosunków hydrogeologicznych dla wszystkich jednostek analitycznych dokonano na podstawie hydrogeologicznej mapy Europy National Institute for Public Health and Environment (1:1000000, RIVM, 2007) (rysunek 18).

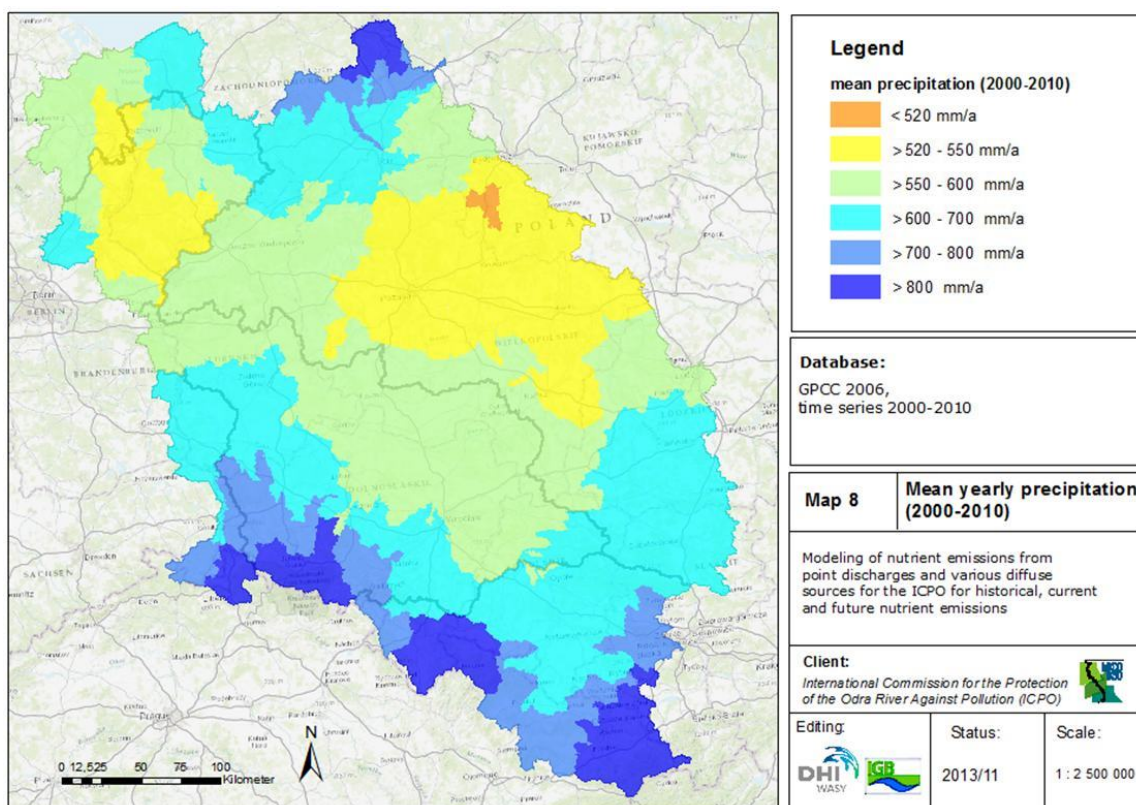


Rysunek 18. Hydrogeologia w dorzeczu Odry

### 3.2.7 Opad i ewapotranspiracja

Średnia opadów z wielolecia oraz wartości sum opadów rocznych oraz letnich, niezbędne do obliczenia odpływu drenażowego, zostały obliczone na podstawie poddanych interpolacji danych dotyczących opadów (wartości miesięczne, dla okresu 2000-2010) Global Precipitation Climatology Centre (GPCC, 2006) oraz przecięte z granicami dorzeczy (rysunek 19).





Rysunek 19. Średnie sumy opadów dla okresu 2000-2010

Szeregi czasowe opadów dla czeskich jednostek analitycznych dla okresu 2000-2010 również zostały opracowane i porównane z danymi GPCC. Mimo iż dane te mają dokładniejszą rozdzielczość, wykorzystano dane GPCC ze względu na lepszą porównywalność elementów bilansu wodnego – opadu i ewapotranspiracji – w ramach niniejszego projektu.

Do określenia średniego oraz rocznego rzeczywistego parowania (2000-2010) opracowano dla jednostek analitycznych dane MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, Program Badawczy NASA, [http://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/dataproducts.php?MOD\\_NUMBER=16](http://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/dataproducts.php?MOD_NUMBER=16)). Dla ewapotranspiracji jako elementu bilansu wodnego nie było do dyspozycji żadnych danych krajowych.

### 3.3 Wykaz oczyszczalni ścieków oraz bezpośrednie zrzuty ścieków przemysłowych

Na potrzeby inwentaryzacji oczyszczalni ścieków uwzględniono wszystkie oczyszczalnie z trzech krajów o klasie wielkości > 2000 mieszkańców (rysunek 20). Dla oczyszczalni z analizowanych krajów dostępna była równoważna liczba mieszkańców. Częściowo dane dotyczące ilości ścieków oraz stężeń w poszczególnych oczyszczalniach były względnie wysokie, w ramach projektu można było jedynie warunkowo dokonać walidacji danych wejściowych pod kątem wiarygodności.

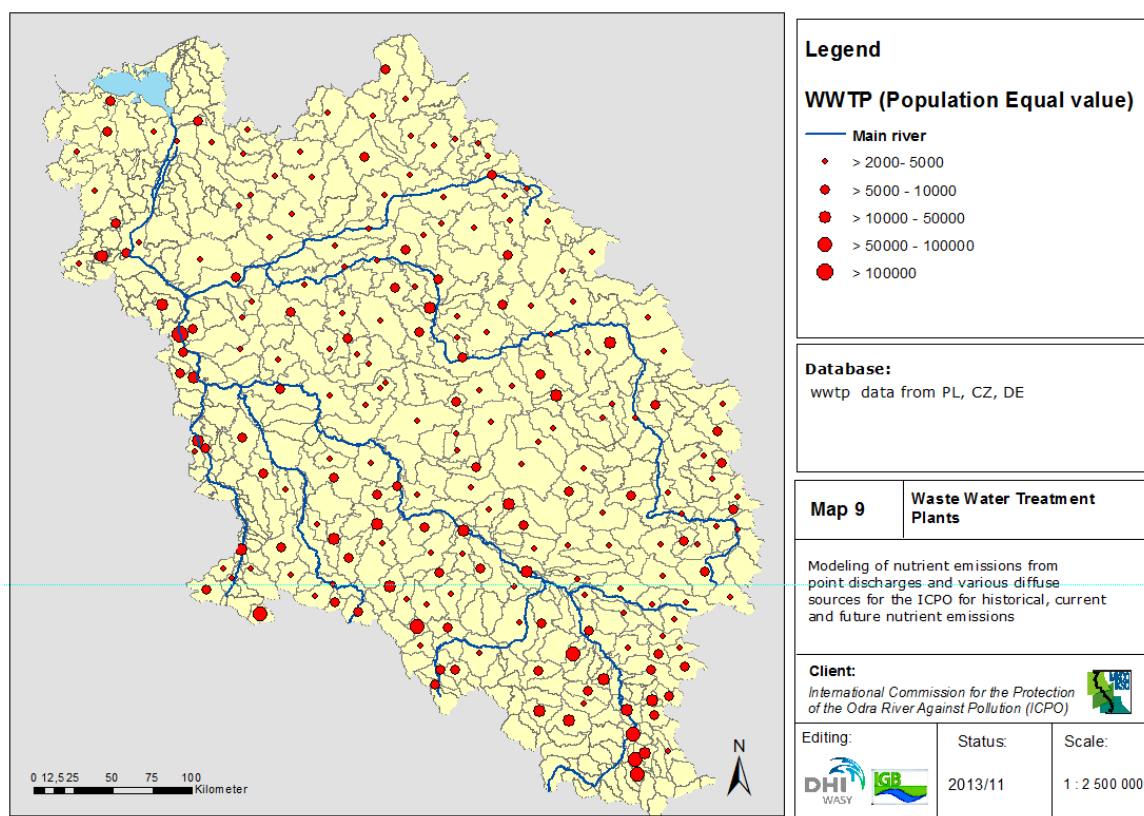
W przypadku, gdy do dyspozycji były tylko ładunki biogenów, przeliczano je na potrzeby inwentaryzacji na podstawie ilości ścieków na stężenia N i P.

W przypadku emisji fosforu z oczyszczalni ścieków, przy analizowaniu długoterminowych zmian, obserwuje się ich spadek w szczególności w niemieckiej części dorzecza Odry, dzięki eliminowaniu od roku 1986 środków piorących zawierających fosforany. W celu polepszenia danych oraz wiedzy, a także oceny skuteczności działań na obszarach zurbanizowanych IGB dokonał zestawienia emisji P w odniesieniu do mieszkańca (emisje P na mieszkańca oraz dzień; emisje fosforanów pochodzących ze środków do prania na mieszkańca oraz dzień; emisje fosforanów pochodzących z

tabletek do zmywarek na mieszkańca oraz dzień), które zostały wykorzystane jako dane podstawowe.

Źródła danych dotyczących ładunków TP oraz TN z bezpośrednich zrzutów przemysłowych były bardzo różne w poszczególnych krajach. Dane polskie dostępne były tylko dla poziomu gminy dla okresu 2005 -2010, dlatego przyporządkowanie do jednostek analitycznych można było przedstawić jedynie w sposób przybliżony. Dane czeskie i niemieckie przekazano wraz ze współrzędnymi. Podstawę niemieckich danych stanowiły dane przekazane do UE w ramach sprawozdawczości w związku z wdrażaniem dyrektywy w sprawie ścieków komunalnych (UWWTD database).

W ramach niniejszego projektu można było dokonać odpowiedniej walidacji polskich danych (z największym udziałem w dorzeczu Odry), jak na przykład interpolacji czy uzupełnienia brakujących i niewiarygodnych danych, jedynie w sposób niewystarczający. W ewentualnych dalszych pracach uszczegółowienie oraz zapewnienie wiarygodności informacji dotyczących źródeł punktowych powinno stanowić główny punkt ciężkości przy opracowywaniu danych. W celach porównawczych powinno się przy tym wykorzystać również dane dla Polski, które przekazane były do UE w ramach sprawozdawczości związanej z wdrażaniem dyrektywy w sprawie ścieków komunalnych.



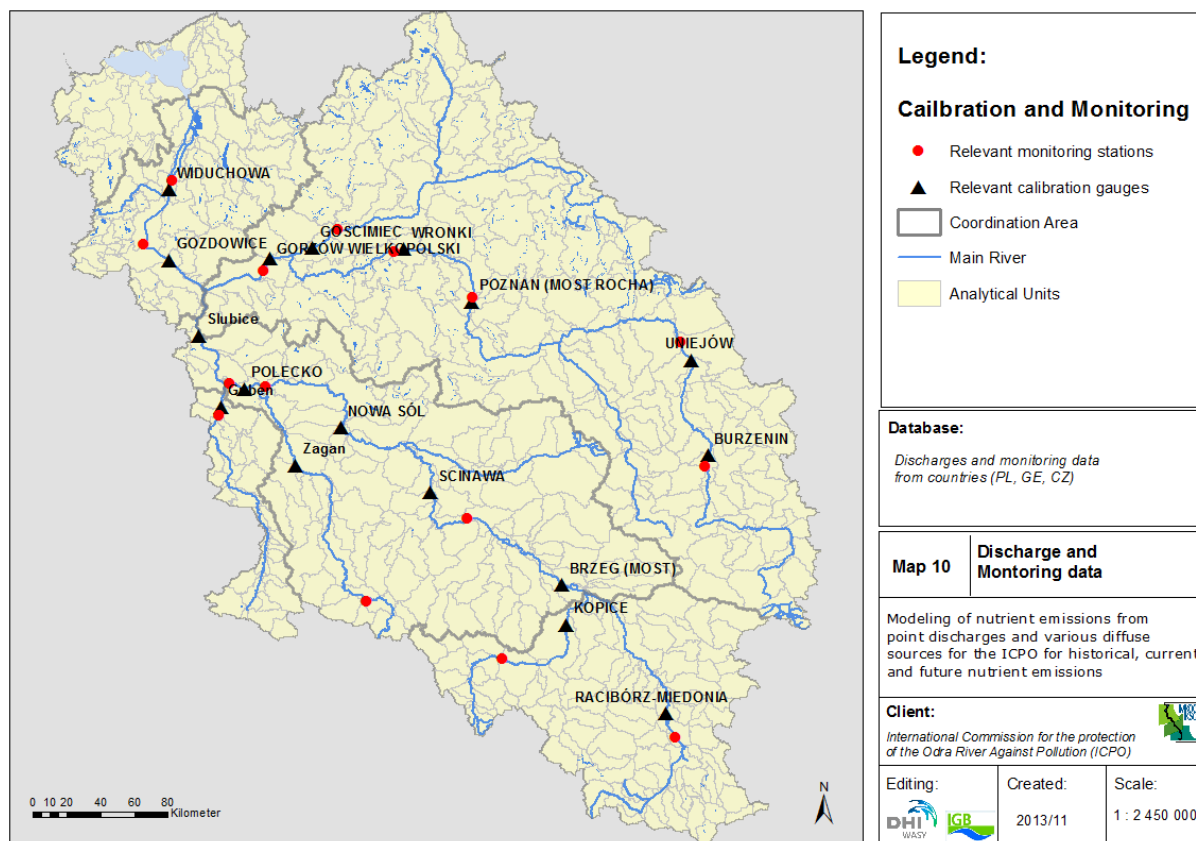
Rysunek 20. Wykaz oczyszczalni ścieków

### 3.4 Dane szeregów czasowych

#### 3.4.1 Dane monitoringowe

Strony Umowy MKOOpZ przekazały średnie przepływy dla ok. 250 stacji pomiarowych. Najpierw przeanalizowano dane pomiarowe pod względem ciągłości pomiarów, ponieważ dla części wodowskazów było do dyspozycji tylko kilka szeregów rocznych. Z tego powodu, że obserwowane przepływy na mniejszych ciekach cechuje większa niepewność ze względu na większą dynamikę prze-

pływu, do kalibracji wybrano 17 istotnych wodowskazów na głównych rzekach – Odrze, Warcie, Nysie Łużyckiej, Bobrze i Noteci, z uwzględnieniem odpowiednich stacji monitoringowych do obliczania ładunków. Jako graniczny punkt pomiarowy wykorzystano wodowskaz RACIBÓRZ-MIEDONIA wraz z przynależnym stanowiskiem monitoringowym Krzyżanowice (patrz rysunek 21).



Rysunek 21. Lokalizacja stacji pomiaru przepływu oraz stanowisk pomiaru jakości wód wykorzystanych do kalibracji

### 3.4.2 Nadwyżki azotu i akumulacja fosforu

Dla parametrów „nadwyżka N” oraz „akumulacja P” przeprowadzona została przez IGB, w oparciu o dane opracowane przez BEHRENDT ET AL. (2003), aktualizacja danych zarówno dla niemieckiej, jak i polskiej oraz czeskiej części dorzecza Odry. Ocena wrażliwości tych zbiorów danych wejściowych na potrzeby sporządzenia bilansów na poziomie jednostek analitycznych służy polepszeniu danych oraz wiedzy, a także oceny efektów (skuteczności) wybranych działań.

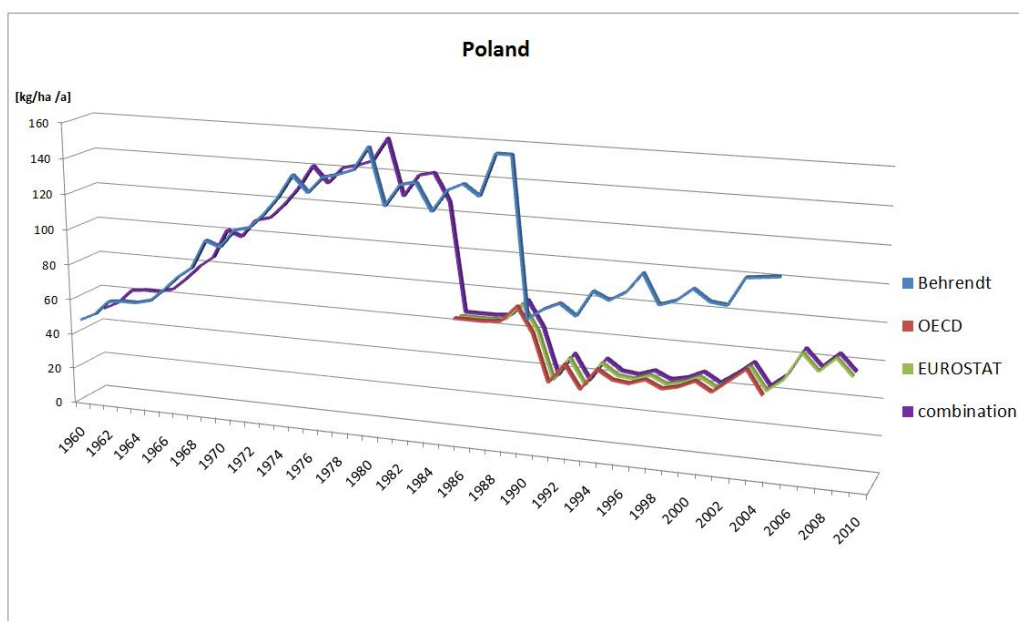
Aktualizacji dla N i P dokonano na podstawie następujących, dostępnych danych:

- Bach: Nadwyżki N i P w niemieckich krajach związkowych (N und P-Überschüsse in den deutschen Bundesländern), w: Behrendt et al. (1999)
- dane OECD :  
<http://stats.oecd.org/viewhtml.aspx?QueryName=516&QueryType=View>
- dane EUROSTAT:  
[http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics\\_explained/images/b/b3/Nitrogen\\_surplus\\_%28kg\\_N\\_per\\_ha%29%2C\\_1990-2008%2C\\_EU-27%2C\\_CH\\_and\\_NO.png](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/images/b/b3/Nitrogen_surplus_%28kg_N_per_ha%29%2C_1990-2008%2C_EU-27%2C_CH_and_NO.png)

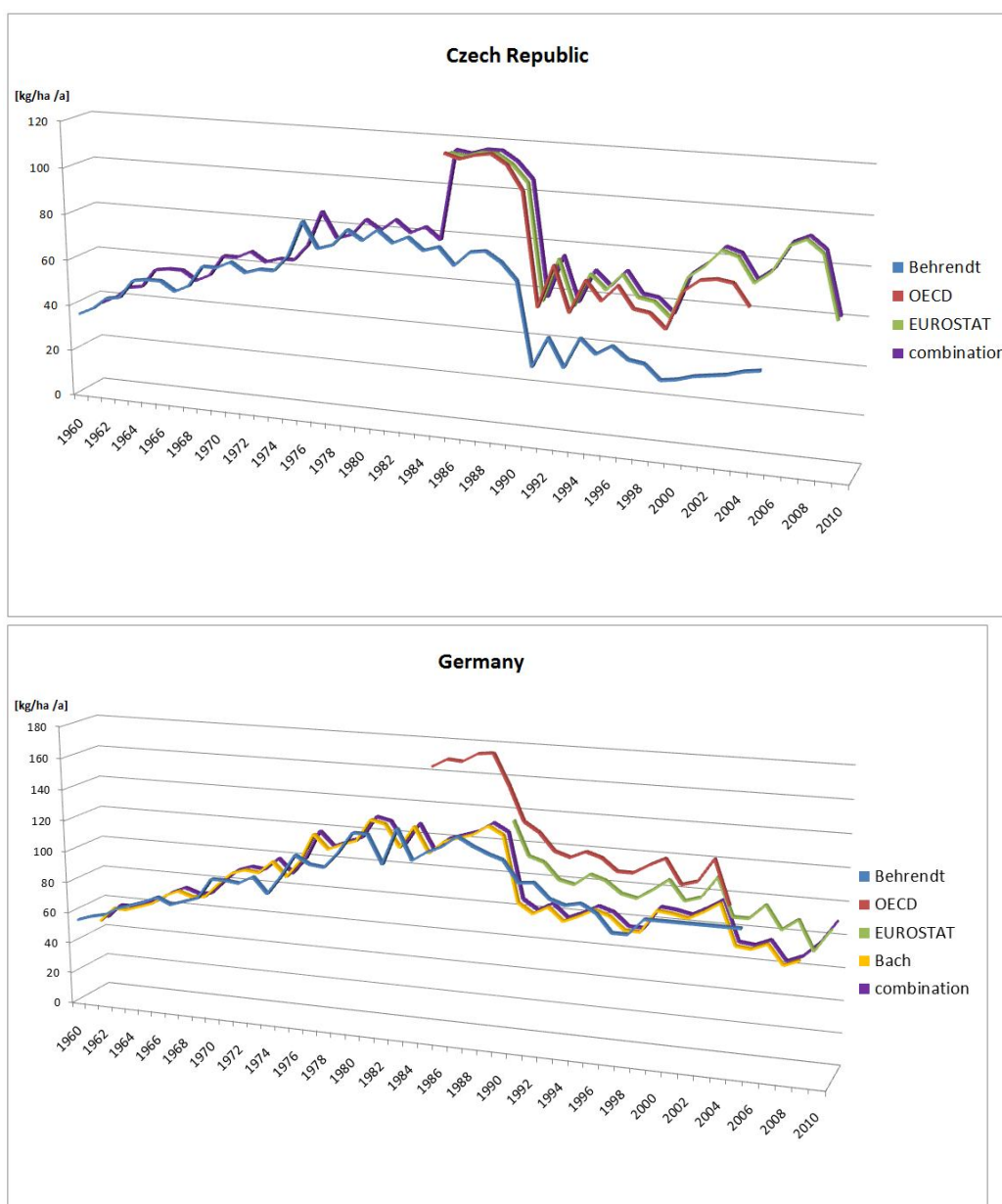
- dane według Bacha (tylko DE)
- kombinacja powyższych metod.

W przypadku kombinacji metod dla okresu 1985-2010 wykorzystano dane EUROSTAT wzgl. dane OECD. Dla Niemiec zastosowano średnie nadwyżki dla poszczególnych obszarów według Bacha (1984-2008). Dane dla okresu 1961 – 1984 zostały uzupełnione na podstawie wyników BEHRENDT ET AL (2003). Przy modelowaniu emisji poprzez wody podziemne oraz interflow MONERIS uwzględnia zmiany nadwyżek N z maksymalnie 50 poprzednich lat. Do kontynuacji szeregów czasowych od roku 1950 do roku 1961 dostępne były z reguły tylko pojedyncze szacunki. Skorzystano z nich, aby zrekonstruować ogólny przebieg zmian w tych latach. Dla docelowego okresu modelowania mają one jedynie podrzędne znaczenie.

Poniższy rysunek 22 przedstawia porównanie wartości dla parametru „nadwyżka N”, zastosowanych w poszczególnych metodach, w podziale na poszczególne kraje. Występują tu po części znaczne różnice między wartościami nadwyżek N obliczonymi na podstawie tych różnych metod/źródeł. Z reguły nie są one jednak systematyczne, lecz przypadkowe, tak iż przy późniejszym wykorzystaniu tych danych (średnich i zaklasyfikowanych w krokach 5-letnich) wystąpiłyby jedynie niewielkie efekty. Ponieważ źródło danych oraz podstawa obliczeń według BEHRENDTA są tylko częściowo do dyspozycji w udokumentowanej formie, sięgnięto do danych EUROSTAT, o ile były dostępne, jako najbardziej aktualnego i oficjalnego źródła danych.



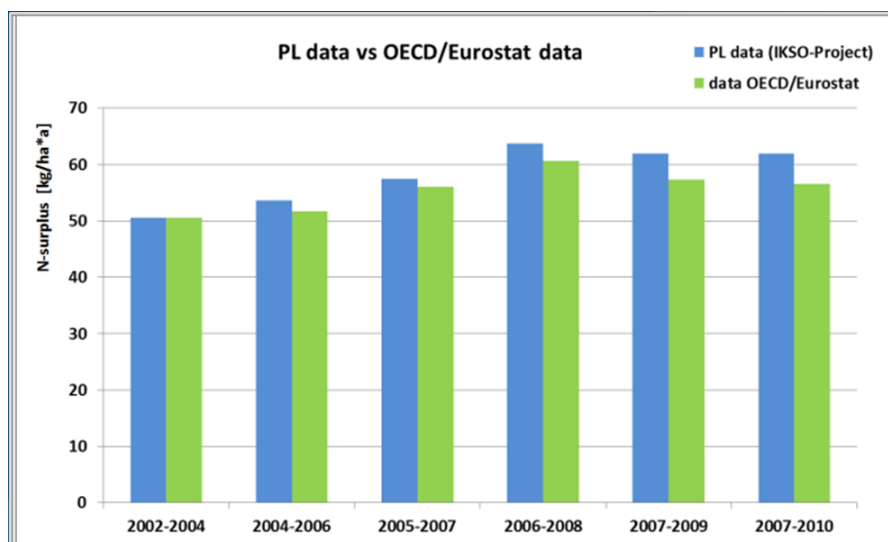




Rysunek 22. Zmiany (przebieg) nadwyżek N w krajach MKOOpZ – Polsce, Czechach i Niemczech - w okresie 1960 – 2010, obliczonych przy pomocy różnych metod

Polskie dane dotyczące nadwyżek azotu dostępne są na poziomie województw i każdorazowo w postaci zbiorczej dla okresu trzyletniego.

Na rysunku 23 wyliczone łączne średnie wartości roczne dla Polski porównane zostały ze sporządzonymi również do okresów trzyletnich danymi OECD oraz EUROSTAT z trwającego obecnie projektu UBA, którego celem jest obliczenie emisji dla całego terenu Niemiec.

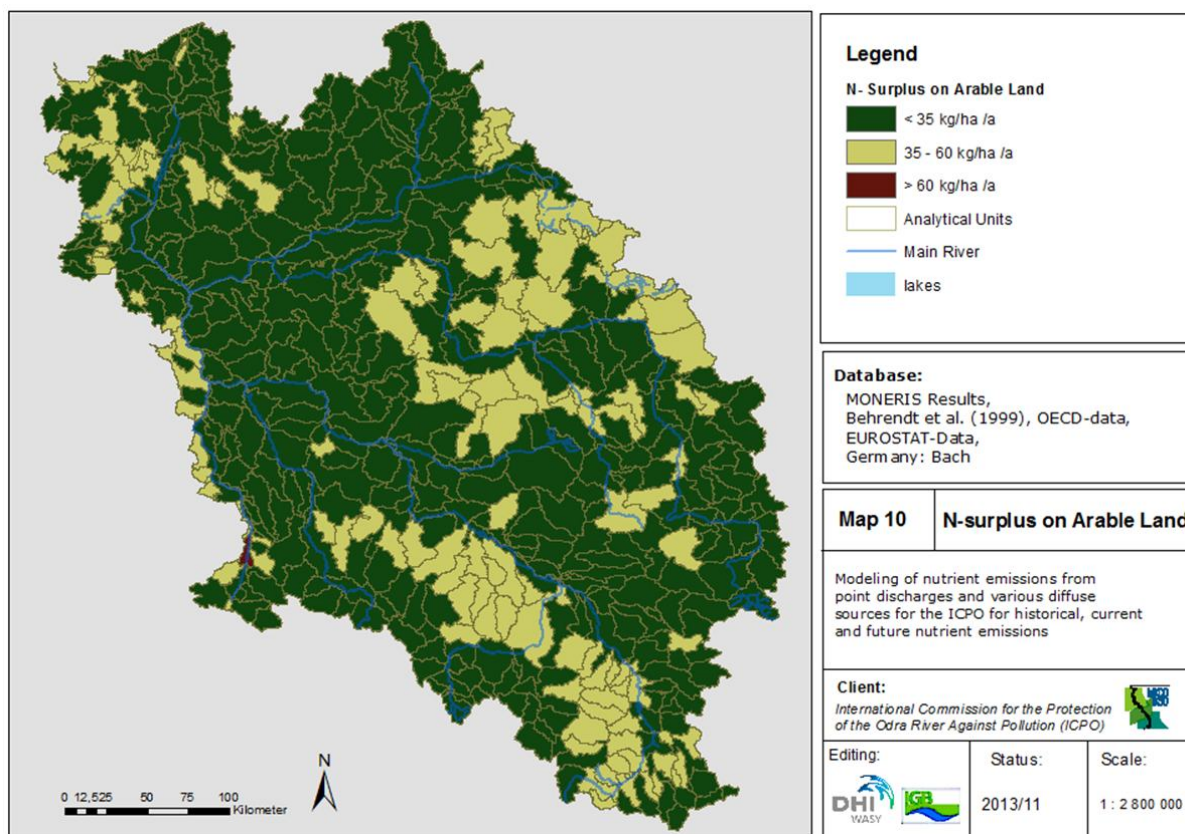


Rysunek 23. Porównanie dostarczonych polskich danych dotyczących nadwyżek azotu z danymi OECD/EUROSTAT

Ogólnie rzecz biorąc, można stwierdzić dużą zgodność wartości (patrz rysunek 23). Jednak między poszczególnymi województwami wartości te są po części bardzo zróżnicowane. Maksymalne wartości wahają się od 50 kg/ha/rok do 90 kg/ha/rok. Średnia wartość z trzech lat dla całego obszaru polskiego przekracza tylko nieznacznie wartość 60 kg nadwyżki azotu na ha i na rok, obowiązującą od roku 2011 zgodnie z rozporządzeniem w sprawie stosowania nawozów (wdrażanie dyrektywy azotanowej UE w Niemczech).

Przekazane dane czeskie, oprócz okresu 2007-2010, prezentują wartości wyraźnie niższe (częściowo do 40%) niż dane opublikowane przez OECD/EUROSTAT. Dotyczy to również danych niemieckich (wg Bacha) (patrz rysunek 22).

Wyniki kombinacji metod z danymi OECD/EUROSTAT wykorzystano jako dane podstawowe dla niemieckich i czeskich jednostek analitycznych. Dla jednostek polskich jako dane wejściowe zastosowane zostały opracowane dane, dostarczone dla poziomu województw (rysunek 24).



Rysunek 24. Porównanie przekazanych polskich danych dotyczących nadwyżek N z danymi OECD/EUROSTAT



## 4 Kalibracja i weryfikacja modelu

### 4.1 Kalibracja na podstawie przepływów

Niezbędną podstawą obliczeń emisji przy pomocy modelu MONERIS są dane o średnich rocznych przepływach ze wszystkich jednostek analitycznych. Przeprowadzono kalibrację na podstawie przepływów dla poszczególnych lat z okresu 2000-2010.

Zastosowana tu metodyka uwzględnia roczne sumy opadów oraz średnie rzeczywiste parowanie na podstawie MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, Program Badawczy NASA). Dodatkowo przy kalibracji uwzględniono ilości wody odprowadzane przez oczyszczalnie, ponieważ w suchych regionach mogą one mieć znaczny udział w odpływie w poszczególnych jednostkach analitycznych, ale nie są one istotne dla emisji obszarowych. Dlatego przy kalibracji oraz w późniejszych obliczeniach przy pomocy modelu MONERIS dokonuje się rozróżnienia między ilościami wody istotnymi dla emisji i całkowitym odpływem z obszaru. Przy wykorzystaniu tych danych oblicza się średni bilans wodny dla jednostek analitycznych. W kolejnym kroku zestawia się ze sobą wyliczony odpływ z obszaru oraz zmierzone przepływy i poprzez kalibrację dostosowuje się modelowane przepływy w taki sposób, aby uzyskać minimalne odchylenie od przepływów zmierzonych. W przypadku MONERISU obowiązuje warunek brzegowy, aby nie powstały żadne ujemne przepływy dla danej jednostki analitycznej.

Gdyby na podstawie warunków opadowych oraz innych elementów odpływu wystąpiły ujemne przepływy, wówczas są one uwzględniane pod względem rachunkowym jako przesiąkanie do wód podziemnych, zarówno w przypadku ilości wody, jak i transportowanych biogenów. Z powodu tego warunku brzegowego może dojść do niewielkich odchyłeń między przepływami zmierzonymi i obliczonymi, które jednak dla uwzględnianych tu lat oraz wodowskazów na Odrze tylko w jednym przypadku wyniosły 10% (GORZÓW WIELKOPOLSKI, rok 2006), a poza tym wynosiły sporadyczne 1-3% (średnio 0,5%).

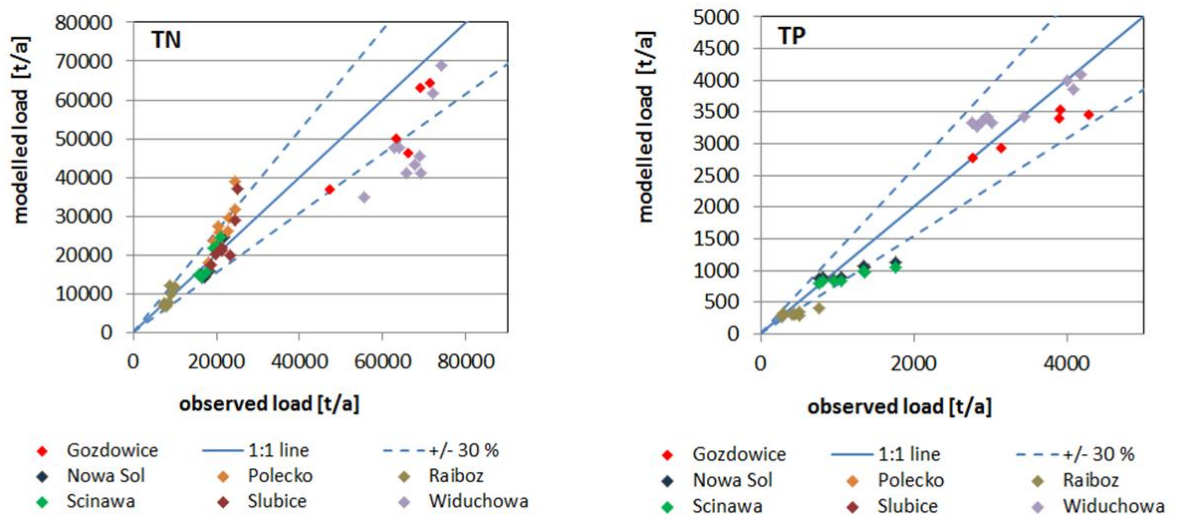
### 4.2 Obliczanie ładunków

Weryfikacja wyników modelowania następuje w większości przypadków poprzez porównanie ładunków modelowanych z ładunkami „obserwowanymi”, obliczonymi na podstawie pomierzonych stężeń i przepływów. Ładunki modelowane stanowią pozostałość z emisji do wód powierzchniowych oraz procesów transportu, transformacji i rozkładu w obrębie wód. Określane są one w dalszej części jako „retencja” - suma netto wszystkich zachodzących procesów. Ponieważ emisje i retencja są bardzo zmienne pod względem obszarowym i czasowym, a obserwowany ładunek stanowi całą wszystkich procesów w całym dorzeczu położonym powyżej, porównanie ładunków modelowanych i obserwowanych dopuszcza ewentualnie weryfikację wiarygodności i spójności wyników modelowania. Z reguły jest to jednak jedyna możliwość weryfikacji wyników.

Podstawą do obliczenia ładunków były udostępnione przez Polskę i Czechy miesięczne przepływy oraz średnie miesięczne stężenia. Na podstawie tej bazy danych nie jest możliwe obliczenie ładunków np. według OSPAR (1996), dlatego miesięczne ładunki obliczane były tutaj każdorazowo na podstawie przepływu oraz stężeń i po zsumowaniu uzyskiwano ładunek roczny. Poza tym ładunki wyliczone z pomierzonych stężeń oraz przepływów zostały oznaczone dla rozróżnienia jako ładunki „obserwowane”, podczas gdy wyniki z modelu MONERIS oznaczone są jako ładunki „obliczone”. Do porównania ładunków uwzględniono najpierw tylko te stacje pomiarowe, które wykorzystane zostały do kalibracji przepływów i dla których do dyspozycji były ciągłe wartości miesięczne. Mimo iż stanowią one tylko część przekazanych wodowskazów, odzwierciedlają jednak w sposób reprezentatywny cały obszar Odry i jej poszczególne części.

Rysunek 25 pokazuje porównanie ładunków z punktów pomiarowych dla poszczególnych lat. W zasadzie ładunki rozsiane są wokół linii 1:1 i nie widać żadnych systematycznych różnic między ładunkami obserwowanymi i obliczonymi; również dla poszczególnych lat, poza wodowskazem Widu-

chowa, nie ma żadnych odchyień większych niż 30%. W sumie średnie odchylenie między ładunkami obserwowanymi i zmierzonymi wynosi dla azotu całkowitego (TN) 17,5 % ( $r^2 = 0,86$ ), natomiast dla fosforu całkowitego (TP) 22,3 % ( $r^2 = 0,95$ ) wartości te leżą poniżej oczekiwanego błędu w przypadku obserwowanych ładunków, który wynosi ok. 25% (Zweynert, 2008).



Rysunek 25. Porównanie ładunków dla TN (z lewej) oraz TP (z prawej)

## 5 Modelowanie emisji substancji biogenych do wód powierzchniowych MODO (wyniki)

### 5.1 Okresy obliczeniowe - przegląd

Na potrzeby niniejszej analizy zmian emisji substancji biogenych do wód powierzchniowych Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Odry rozrózniono trzy okresy. Okres tzw. „historyczny” powinien być porównany ze stanem aktualnym. Następnie powinno się przeanalizować, jaki będzie przyszły stan przy założeniu, że nie zmieniają się czynniki zewnętrzne (zmiany demograficzne, rozwój rolnictwa, przemysłu oraz zmiany emisji komunalnych). Decydującą rolę odgrywały przy tym jako czynnik limitujący dostępne dane przekazane przez Strony Umowy MKOOpZ. Z tego względu okres historyczny nie mógł sięgać wstecz dalej niż do roku 2000. Tym samym można było zdefiniować bardzo krótki okres historyczny (lata 2000-2007), który, biorąc pod uwagę analizowane zagadnienie, nie pozwala na oczekiwanie zbyt dużych zmian. Nie mniej jednak można było stwierdzić zmiany przy porównaniu tego (historycznego) okresu z okresem określanym jako bieżący (lata 2008-2010). Jeśli chodzi o prognozę, dokonano projekcji na okres 10 przyszłych lat (2011-2021).

- okres **historyczny**: lata 2000 – 2007
- okres **bieżący**: lata 2008 – 2010
- **prognoza** dla okresu od roku 2011 do roku 2021

### 5.2 Modelowanie okresu historycznego

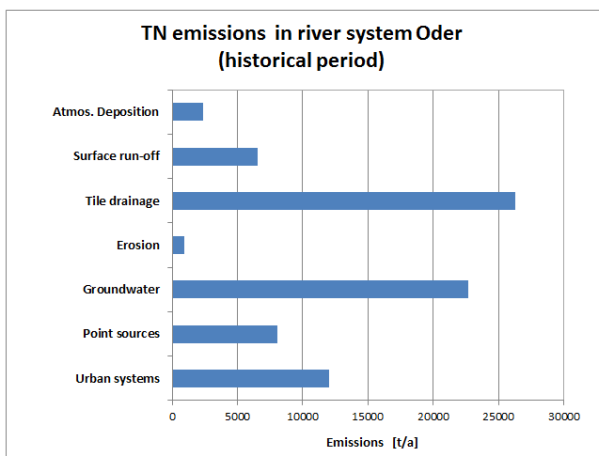
#### 5.2.1 Całościowa analiza okresu historycznego

Okres „historyczny” od roku 2000 do roku 2007, analizowany na podstawie dostępnych danych, stanowi punkt wyjściowy dla projektu. Nie mniej jednak można założyć, że emisje substancji biogenych w latach 80. na obszarze dorzecza Odry były znacznie wyższe. W związku ze zmianami polityczno-strukturalnymi w rolnictwie po roku 1990 emisje substancji biogenych znacznie spadły. W przypadku azotu od początku stulecia obserwuje się na niektórych obszarach wzrost emisji, idący w parze z intensyfikacją rolnictwa.

Dla fosforu można stwierdzić największe obniżenie wielkości emisji w długiej perspektywie czasowej w przypadku emisji z systemów zurbanizowanych i oczyszczalni ścieków, co spowodowane jest przede wszystkim zwiększeniem stopnia podłączenia mieszkańców do kanalizacji oraz poprawą stanu technicznego oczyszczalni. Ten proces zmian również rozpoczął się w latach 90. i sięgnął do zdefiniowanego tu oraz będącego podstawą obliczeń okresu „historycznego”. Tym samym okres „historyczny” można potraktować jako rodzaj punktu początkowego, dla którego całkowite wielkości emisji dla Odry wyniosły ok. 80.000 t/r (TN) oraz 5.000 t/r (TP).

#### 5.2.2 Udział dróg emisji i źródeł substancji biogenych

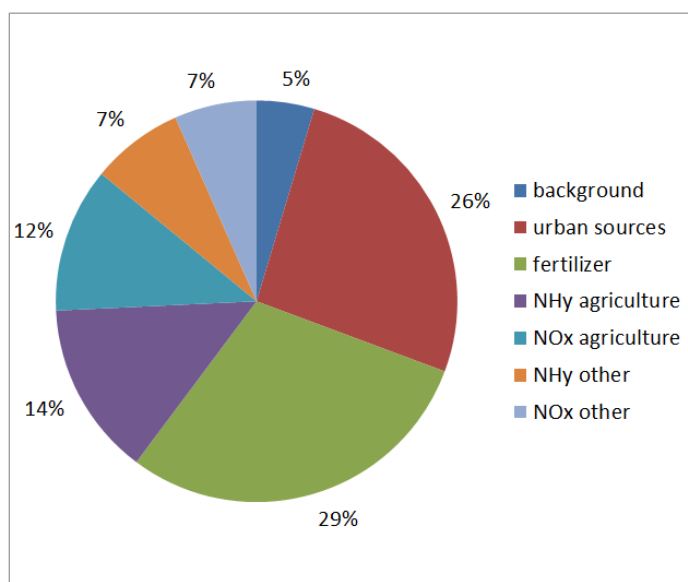
Dominującymi drogami emisji w przypadku azotu są drenaże (melioracje), wody podziemne i inter-flow oraz systemy zurbanizowane/oczyszczalnie ścieków (rysunek 26).



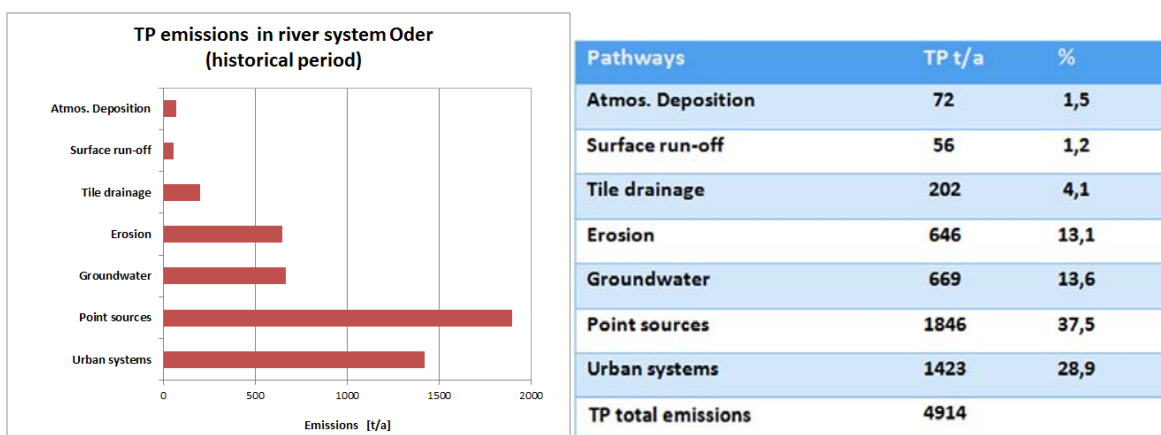
Pathways	TN t/a	%
Atmos. Deposition	2374	3,0
Surface run-off	6560	8,31
Tile drainage	26296	33,3
Erosion	955	1,21
Groundwater	22712	28,76
Point sources	8028	10,17
Urban systems	12041	15,25
<b>TN total emissions</b>	<b>78968</b>	

Rysunek 26. Drogi emisji azotu dla okresu historycznego (2000-2007)

W przypadku azotu źródła jego pochodzenia (depozycja atmosferyczna, rolnictwo, obszary zurbanizowane oraz rolnictwo) rozmieszczone są względnie równomiernie. Obciążenie tłowe stanowią emisje, które wystąpiłyby bez działalności człowieka.

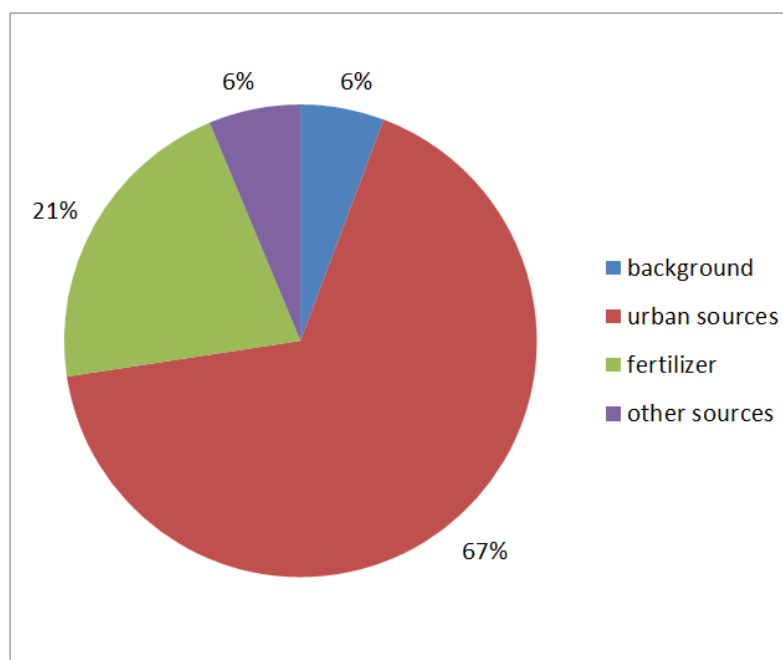


Rysunek 27. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku azotu dla okresu historycznego (2000-2007)



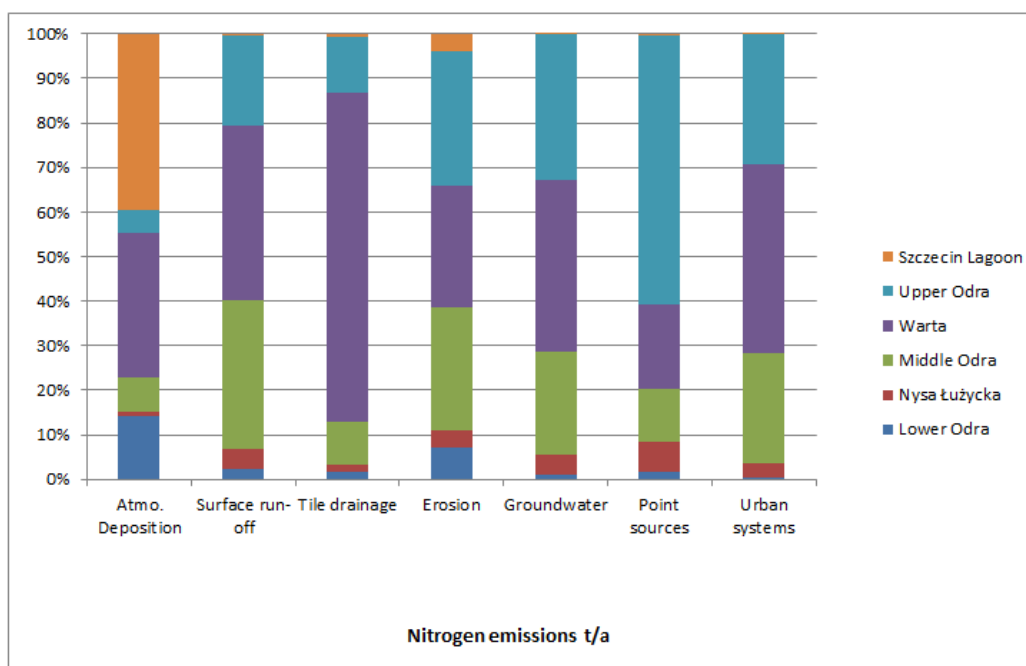
Rysunek 28. Drogi emisji fosforu dla okresu historycznego (2000-2007)

W przypadku fosforu źródła punktowe i obszary zurbanizowane odpowiadają za ponad 60% emisji całkowitych. Udział rolnictwa jako źródła emisji fosforu wynosi tu ok. 20% (rysunek 29).

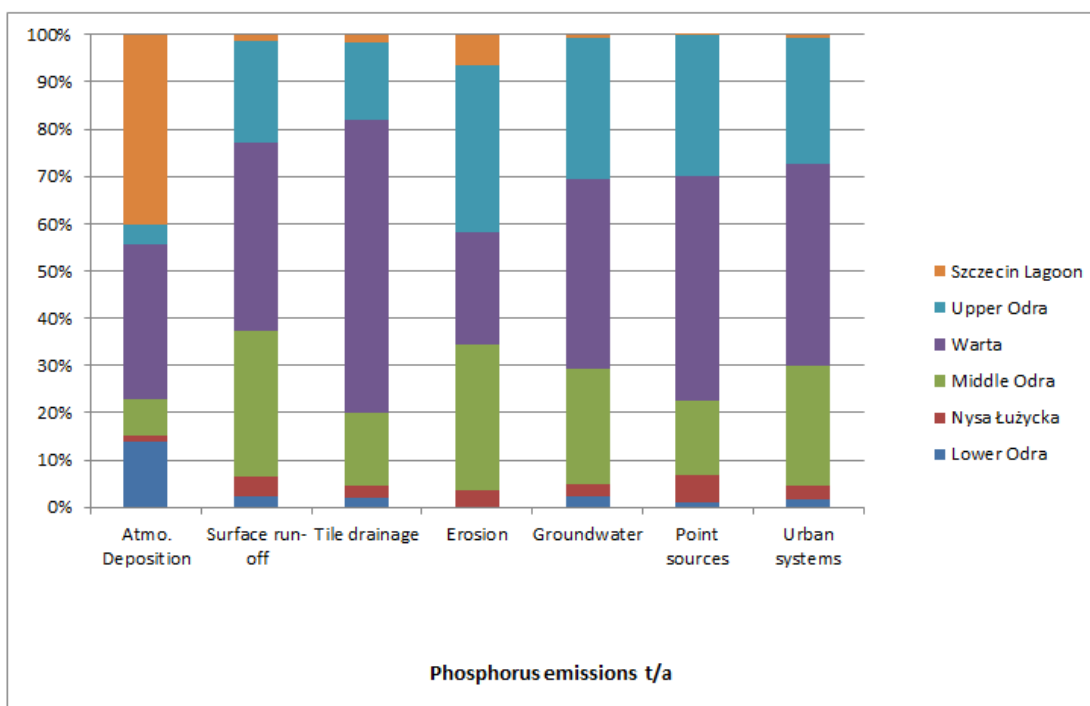


Rysunek 29. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku fosforu dla okresu historycznego (2000-2007)

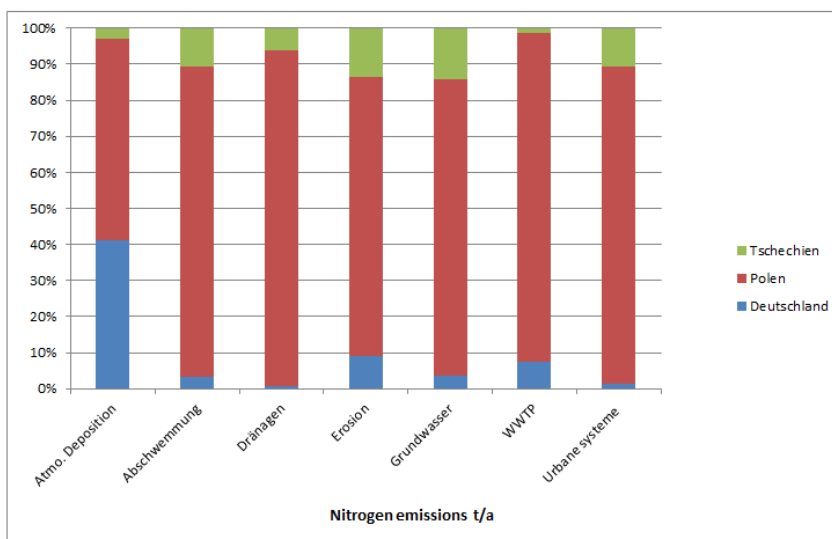
Różne drogi emisji azotu różnią się wyraźnie w obrębie sześciu obszarów opracowania MODO. Polski obszar opracowania Warta ma największy udział emisji poprzez drenaże (melioracje). Z jednej strony udział powierzchniowy tego obszaru w całym dorzeczu Odry jest względnie duży (ok. 45%), z drugiej strony bilanse N dla województwa łódzkiego i wielkopolskiego w dorzeczu Warty są nieco wyższe niż w innych województwach (patrz również rozdział 3.5.2). W przypadku emisji azotu poprzez oczyszczalnie ścieków oraz bezpośrednie zrzuty ścieków przemysłowych największy udział mają Górna Odra i Warta.



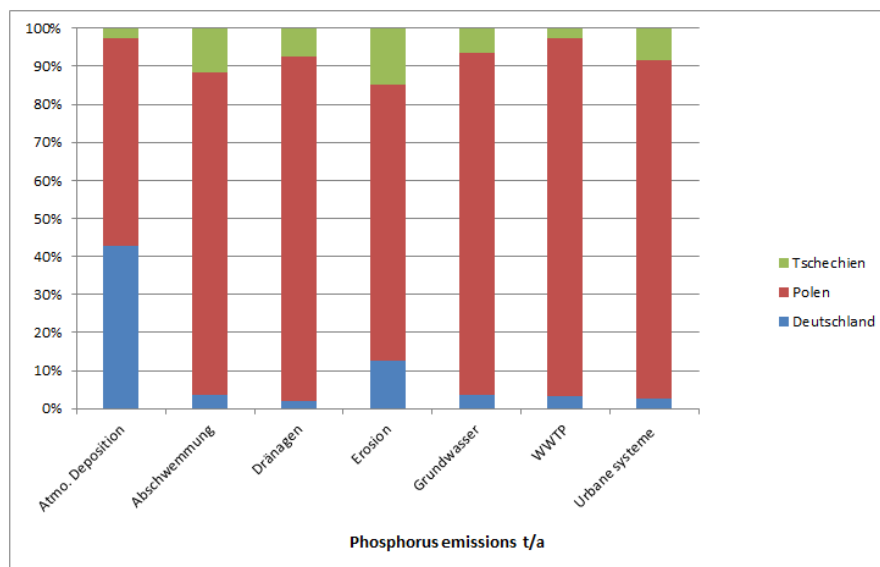
Rysunek 30. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007)



Rysunek 31. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007)



Rysunek 32. Udział stron umowy MKOOpZ w emisjach całkowitych w przypadku azotu według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007)



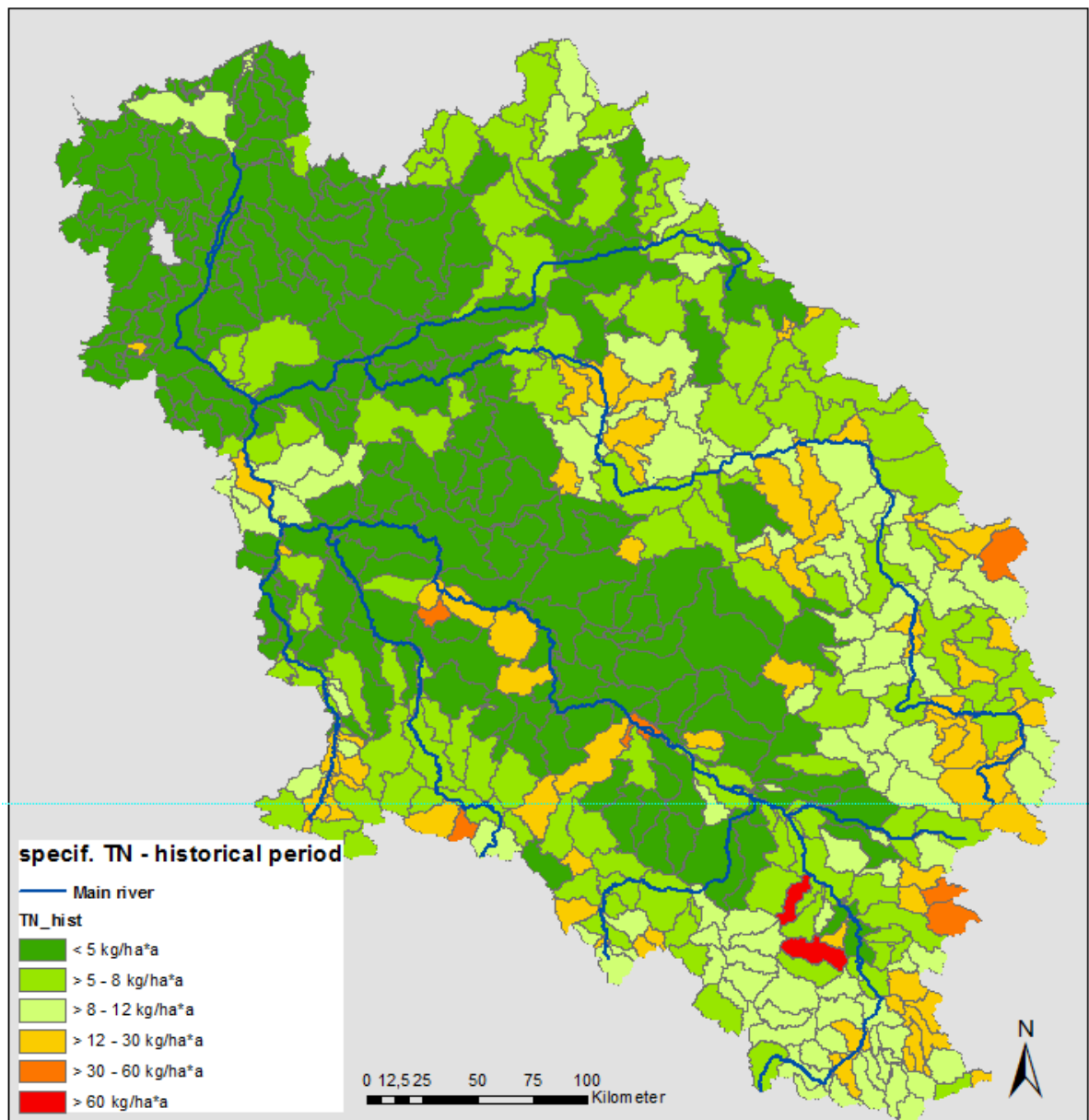
Rysunek 33. Udział stron umowy MKOOpZ w emisjach całkowitych w przypadku fosforu według dróg emisji dla okresu historycznego (2000-2007)

### 5.2.3 Przestrenny rozkład emisji substancji biogenych

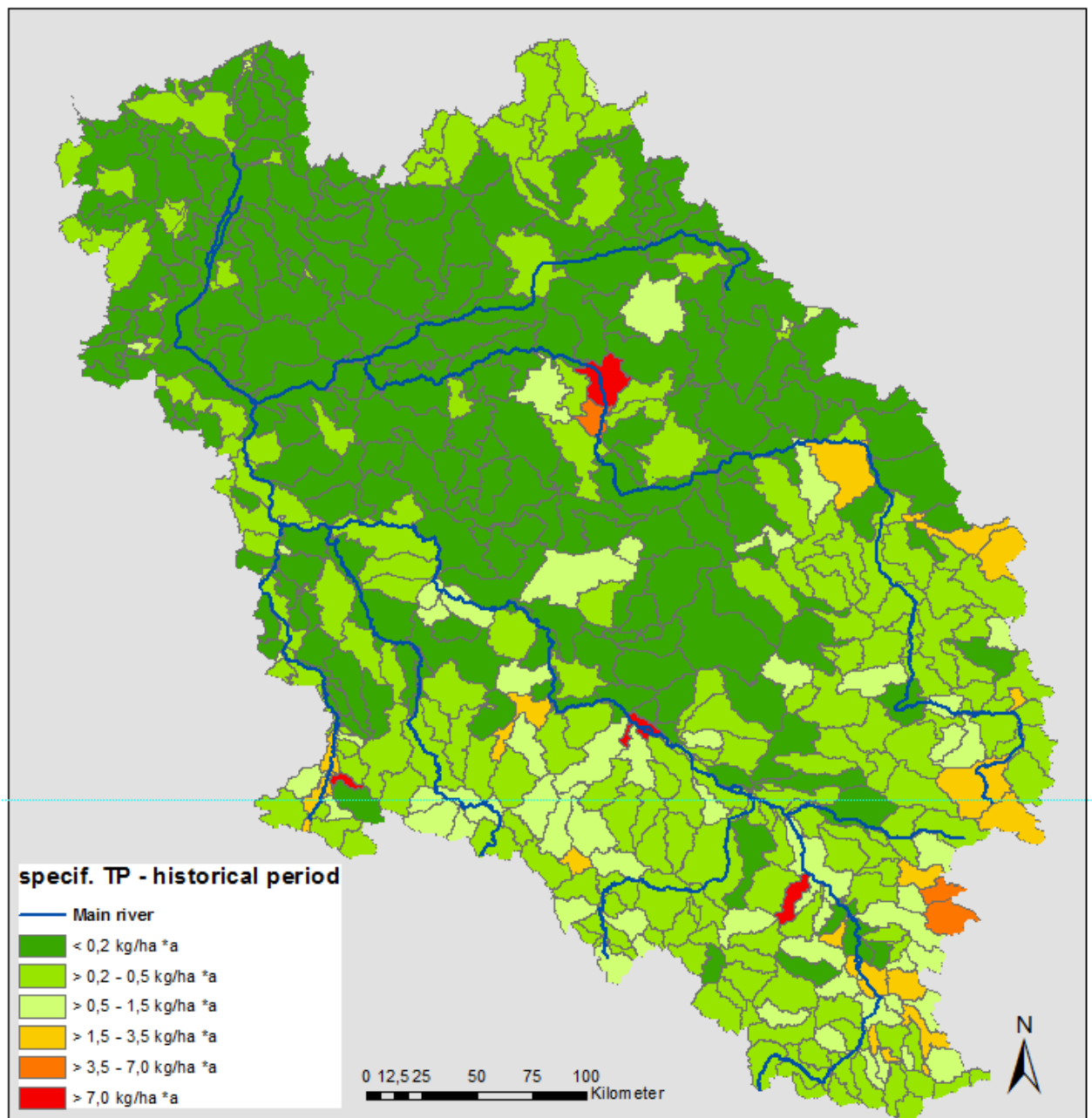
Jeśli chodzi o przestrenny rozkład emisji substancji biogenych, można stwierdzić wyższe emisje w obszarach opracowania Warta i Górna Odra niż na obszarach intensywnie użytkowanych rolniczo w dorzeczu oraz częściowo na obszarach zurbanizowanych (np. Poznań). Wyższe emisje wykazują niektóre jednostki analityczne w południowej, górzyszej części Górnej Odry.

Rysunki 34 i 35 przedstawiają emisje azotu i fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów dla okresu historycznego w kg/ha\*a.





Rysunek 34. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (Analytical Units) – dla okresu historycznego (2000-2007)



Rysunek 35. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów – dla okresu historycznego (2000-2007)

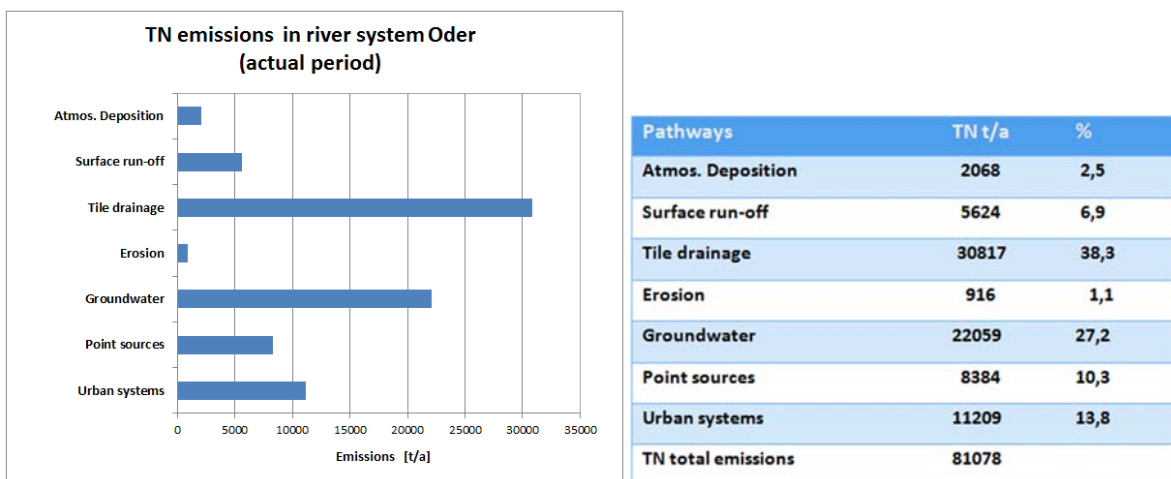
## 5.3 Modelowanie okresu bieżącego

### 5.3.1 Całościowa analiza okresu bieżącego

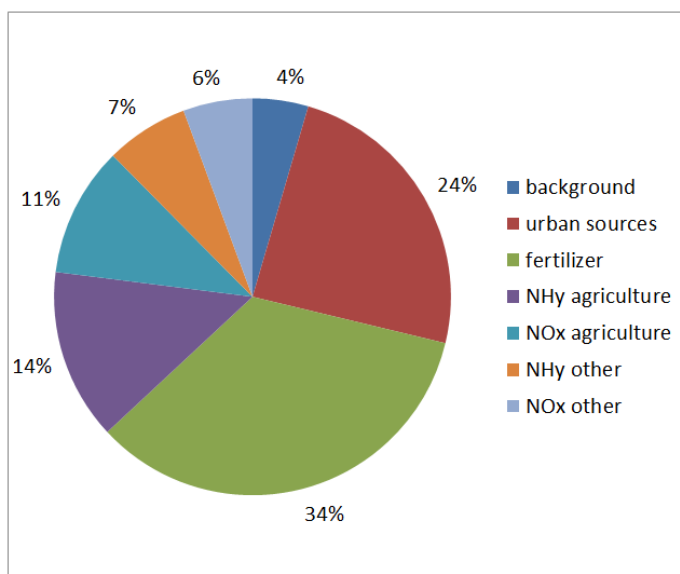
Dla okresu bieżącego uwzględniono lata 2008-2010. W sumie obliczono średnie emisje w wielkości ok. 81.000 t/rok (TN) oraz 4.750 t/rok (TP) (patrz rysunek 36 i 38).

W roku 2010 emisje azotu wzrosły do prawie 91.000 t/rok (TN) - spowodowane to było przede wszystkim ekstremalnie wysokimi przepływami w czasie powodzi w maju i czerwcu 2010 roku i co doprowadziło do zwiększenia emisji poprzez wody podziemne (+20% do średniej wartości 2000\_2010) i spływ powierzchniowy. Ponieważ w przypadku fosforu głównymi drogami emisji są obszary zurbanizowane i oczyszczalnie ścieków, dla roku 2010, w którym wystąpiła powódź, nie ustalono znaczącego wzrostu emisji.

### 5.3.2 Udział dróg emisji i źródeł substancji biogennych

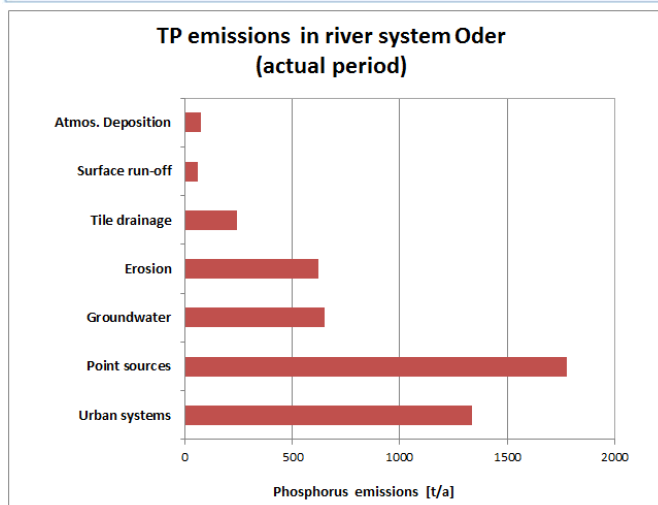


Rysunek 36. Drogi emisji azotu dla okresu bieżącego (2008-2010)

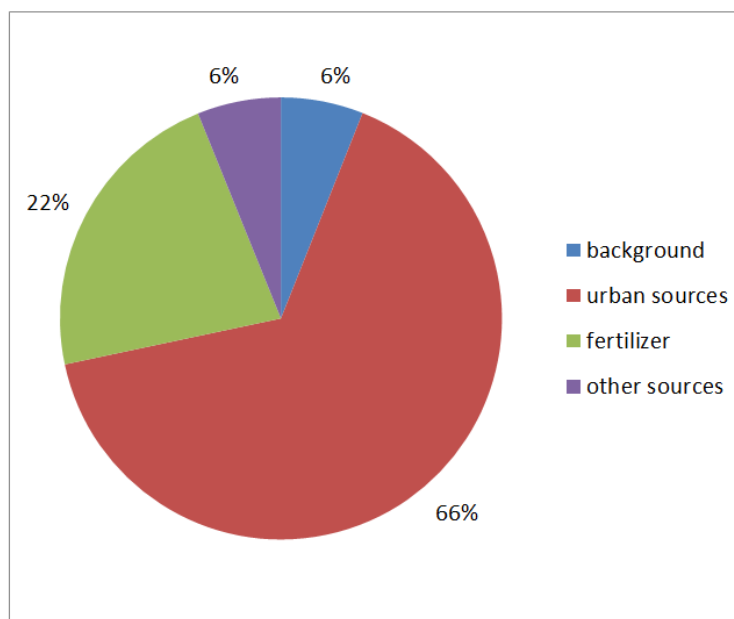


Rysunek 37. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku azotu dla okresu bieżącego (2008-2010)

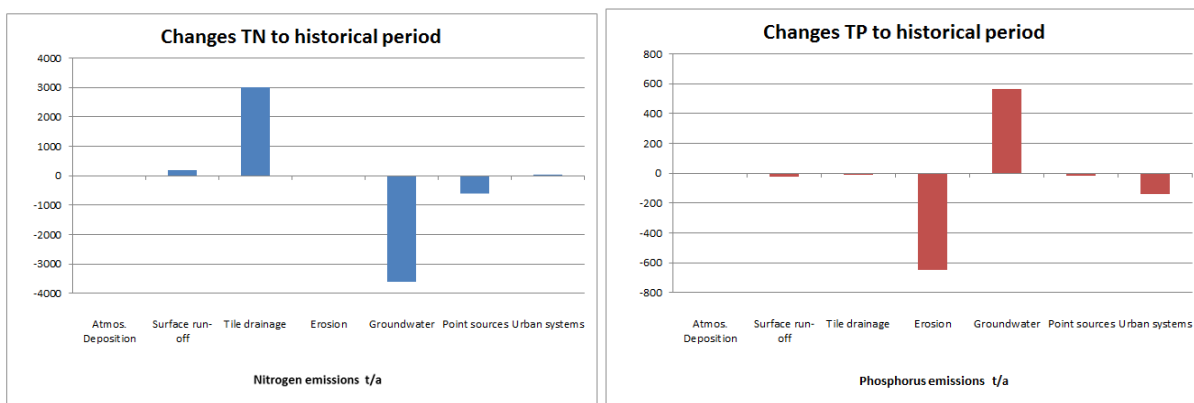
Pathways	TP t/a	%
Atmos. Deposition	72	1,5
Surface run-off	56	1,2
Tile drainage	241	5,1
Erosion	620	13,1
Groundwater	650	13,7
Point sources	1768	37,2
Urban systems	1338	28,2
<b>TP total emissions</b>	<b>4750</b>	



Rysunek 38. Drogi emisji fosforu dla okresu bieżącego (2008-2010)



Rysunek 39. Udział źródeł pochodzenia w emisjach całkowitych w przypadku fosforu dla okresu bieżącego (2008-2010)

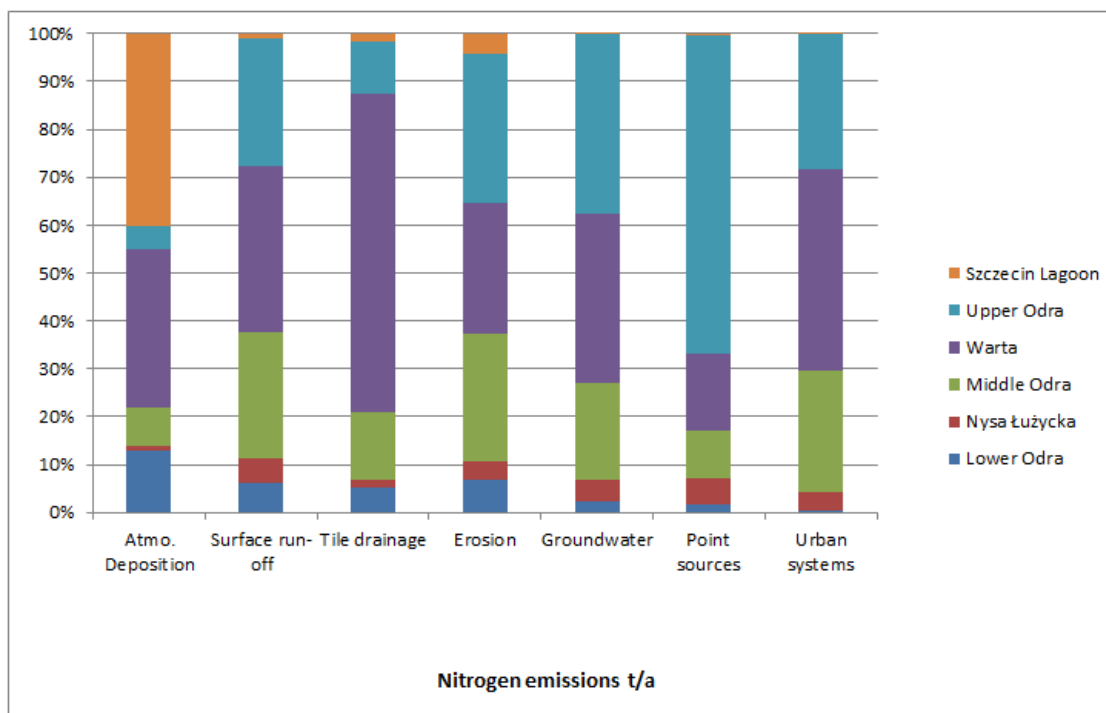


Rysunek 40. Zmiany emisji całkowitych (azot z lewej, fosfor z prawej) według dróg emisji od okresu historycznego (2000-2007) do okresu bieżącego (2008-2010)

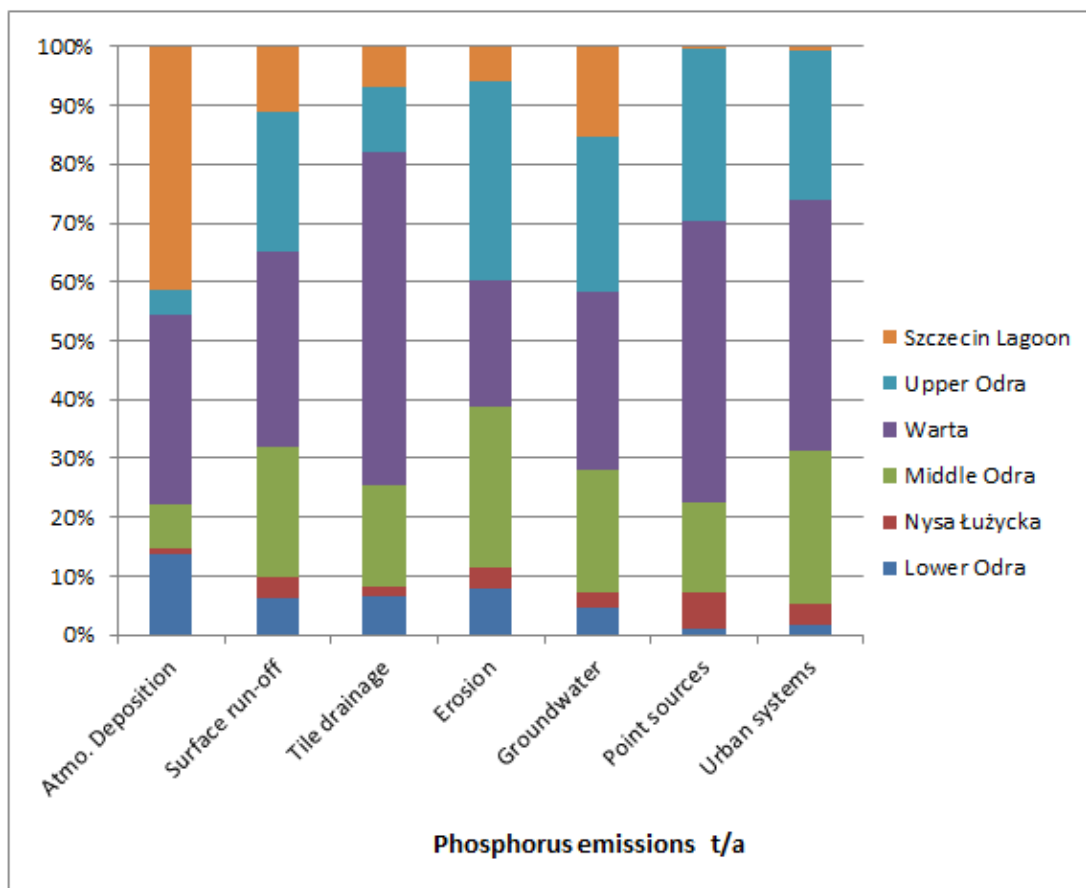
Zasadniczo dla azotu można stwierdzić jedynie lekkie zmiany w drogach emisji w poszczególnych dorzeczach. W porównaniu z okresem historycznym w okresie bieżącym wzrastają emisje azotu poprzez drenaże (melioracje). Powodem tego są wyższe nadwyżki azotu w rolnictwie.

Jest to wyraźnie widoczne w obszarach opracowania Warta i Górna Odra, które w ponad 70% kształtowane są przez rolnictwo. Średnie emisje azotu dla okresu historycznego podwyższone są w tych obszarach opracowania o 10-15%.

Wzrost emisji substancji biogennej poprzez drogę emisji wody podziemnej oraz interflow spowodowany jest w dużej mierze podwyższonymi wartościami w roku powodziowym 2010. Emisje poprzez wody podziemne wynoszą tu o prawie 25% więcej niż średnie wartości z poprzednich lat (rysunek 40).



Rysunek 41. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu bieżącego (2008-2010)



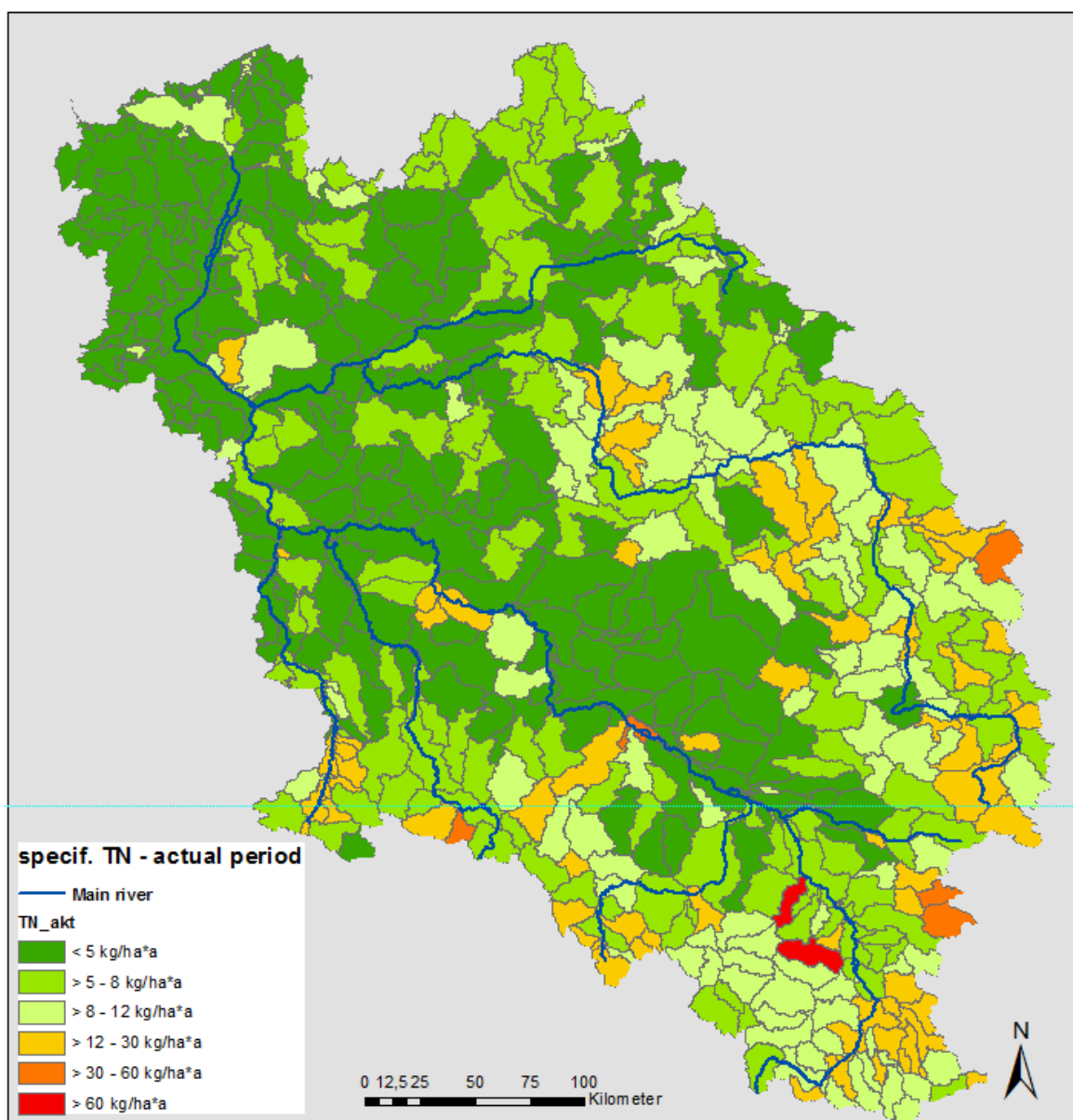
Rysunek 42. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu bieżącego (2008-2010)

### 5.3.3 Przestrzenny rozkład emisji substancji biogenych

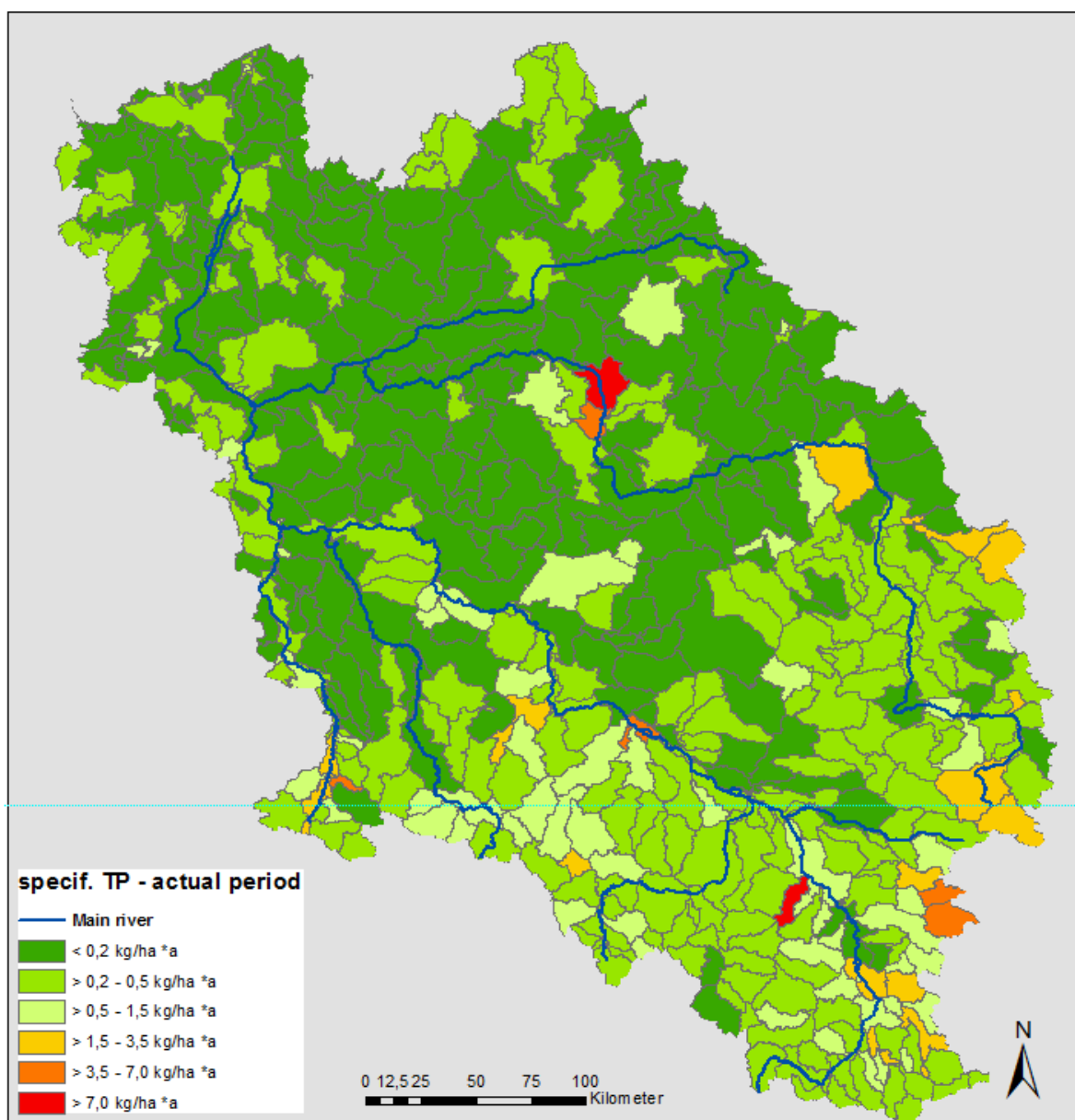
Lekko podwyższonych emisji azotu za pośrednictwem drenaży, w porównaniu z okresem historycznym, nie można identyfikować w sposób zróżnicowany według lokalnych obszarów „Hot spots”. Dotyczy to także emisji fosforu, gdzie tylko na niewielu terenach zurbanizowanych widoczna jest przestrzennie redukcja emisji.

Rysunki 43 i 44 przedstawiają emisje azotu i fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów dla okresu bieżącego w kg/ha\*a.





Rysunek 43. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (okres bieżący 2008-2010)

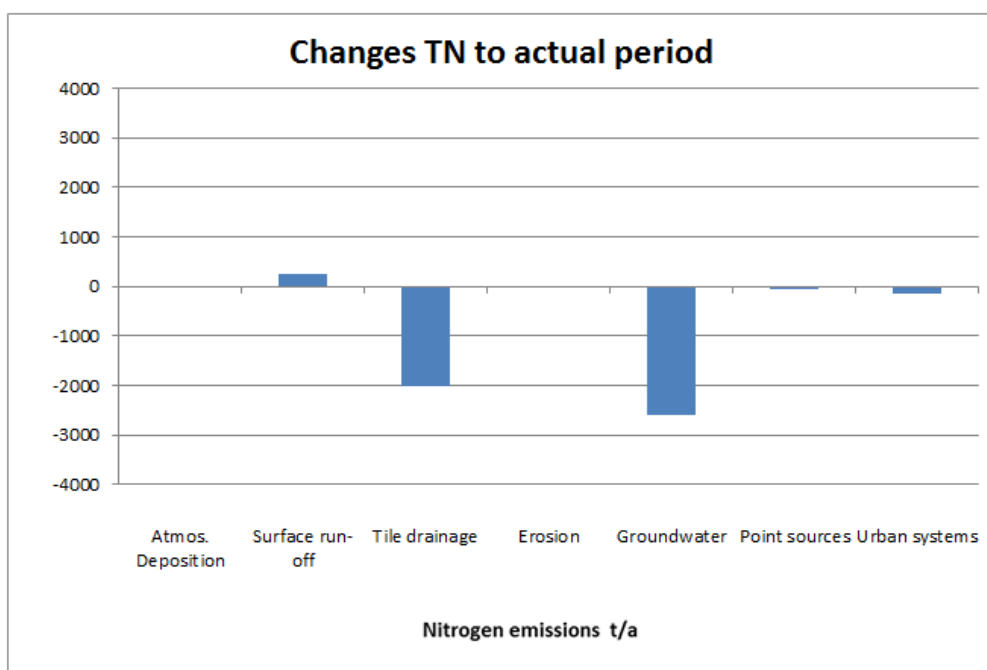


Rysunek 44. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów (okres bieżący 2008-2010)

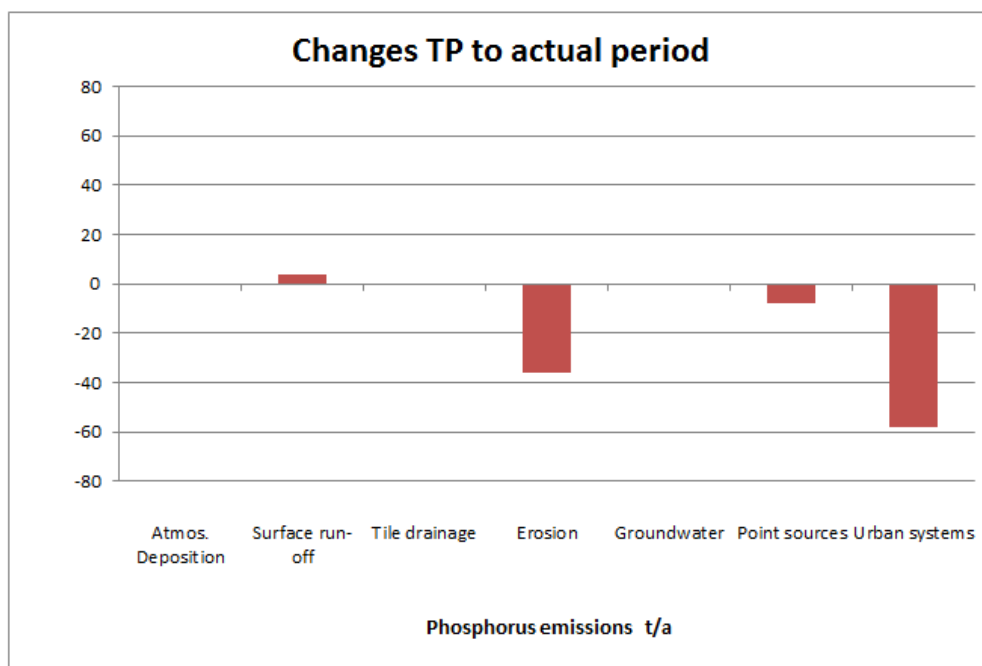
## 5.4 Modelowanie okresu przyszłego

### 5.4.1 Całościowa analiza okresu przyszłego

Obliczony scenariusz standardowy (bez zmian w danych podstawowych, ale z uwzględnieniem zmieniających się w czasie stosunków wód podziemnych) do roku 2021 nie wykazał żadnych dużych zmian w wielkości emisji azotu i fosforu. Nadwyżki azotu pochodzące z rolnictwa ze względu na długi czas wymiany wód podziemnych działają jeszcze lata po zastosowaniu nawozu, dlatego emisje azotu zmniejszą się w nieznacznym stopniu.



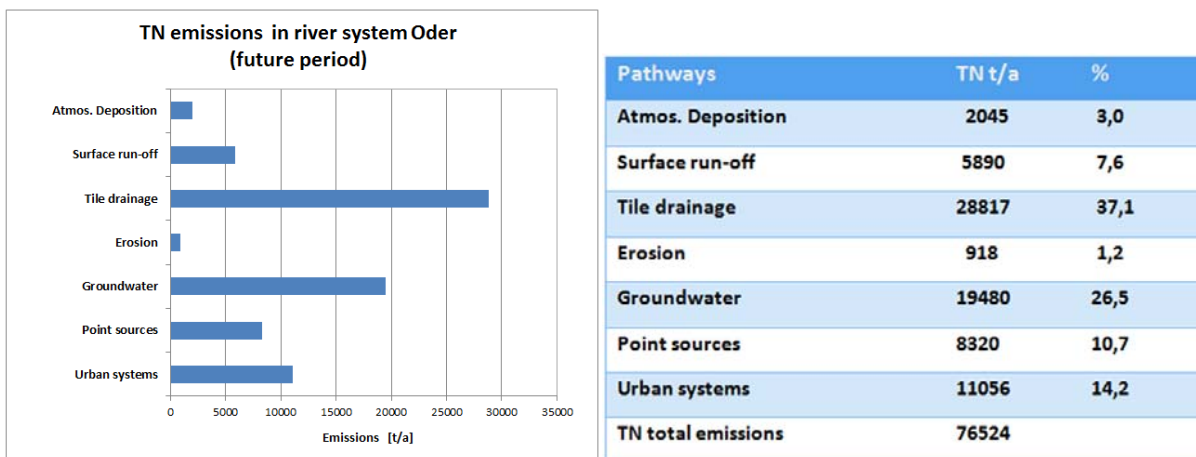
Rysunek 45. Zmiany emisji azotu - odniesienie okresu przyszłego (2011-2021) do okresu bieżącego (2008-2010)



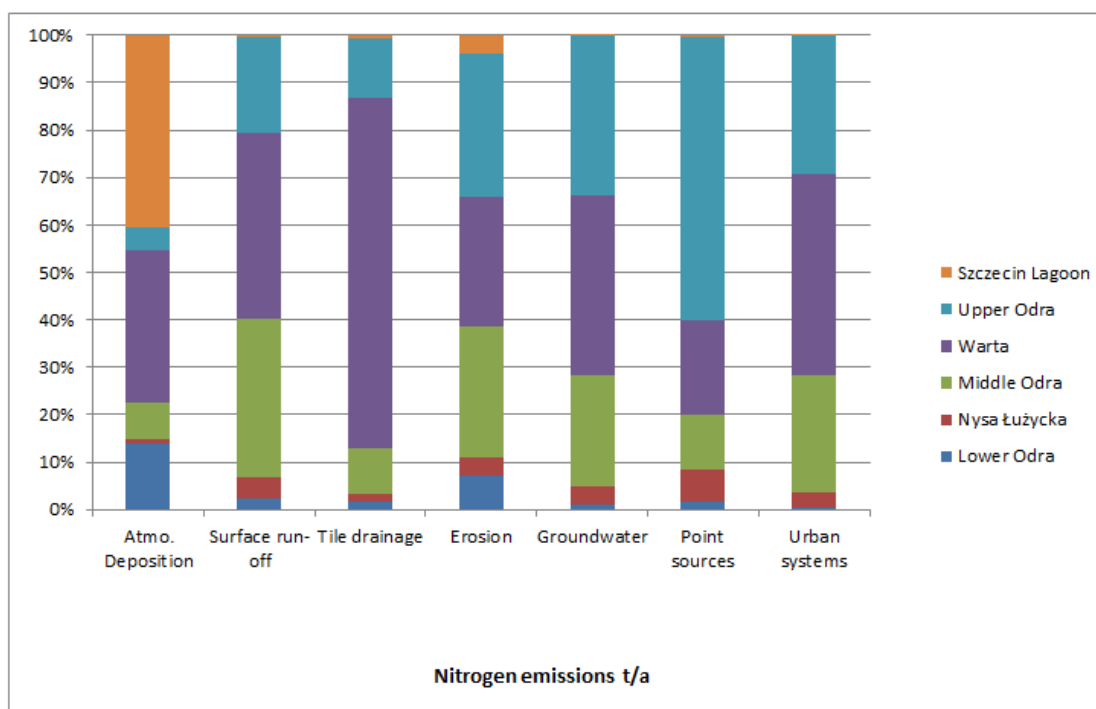
Rysunek 46. Zmiany emisji fosforu - odniesienie okresu przyszłego (2011-2021) do okresu bieżącego (2008-2010)

#### 5.4.2 Udział dróg emisji i źródeł substancji biogennych

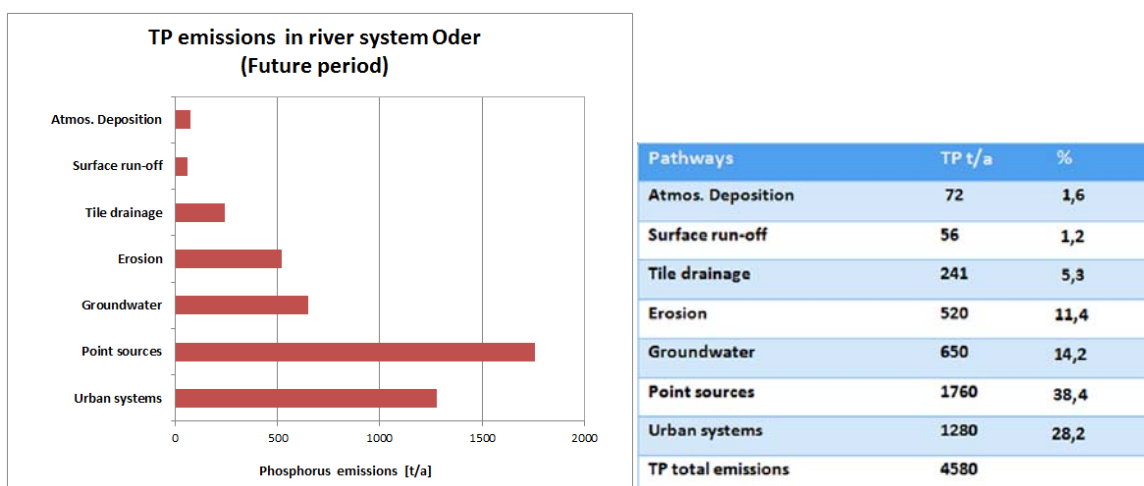
Drogi emisji oraz źródła substancji biogennych przyjęte były dla okresu przyszłego w postaci niezmienionej, ponieważ brakowało tu wiarygodnych danych na temat ewentualnych zmian dla obszaru dorzecza Odry. Dlatego też w niniejszej analizie można uwzględnić jedynie zmiany wpływów poprzez drogę emisji wody podziemne i interflow. Dla azotu należy tym samym stwierdzić zmniejszenie emisji tą drogą na obszarze dorzecza Odry o ponad 15%.



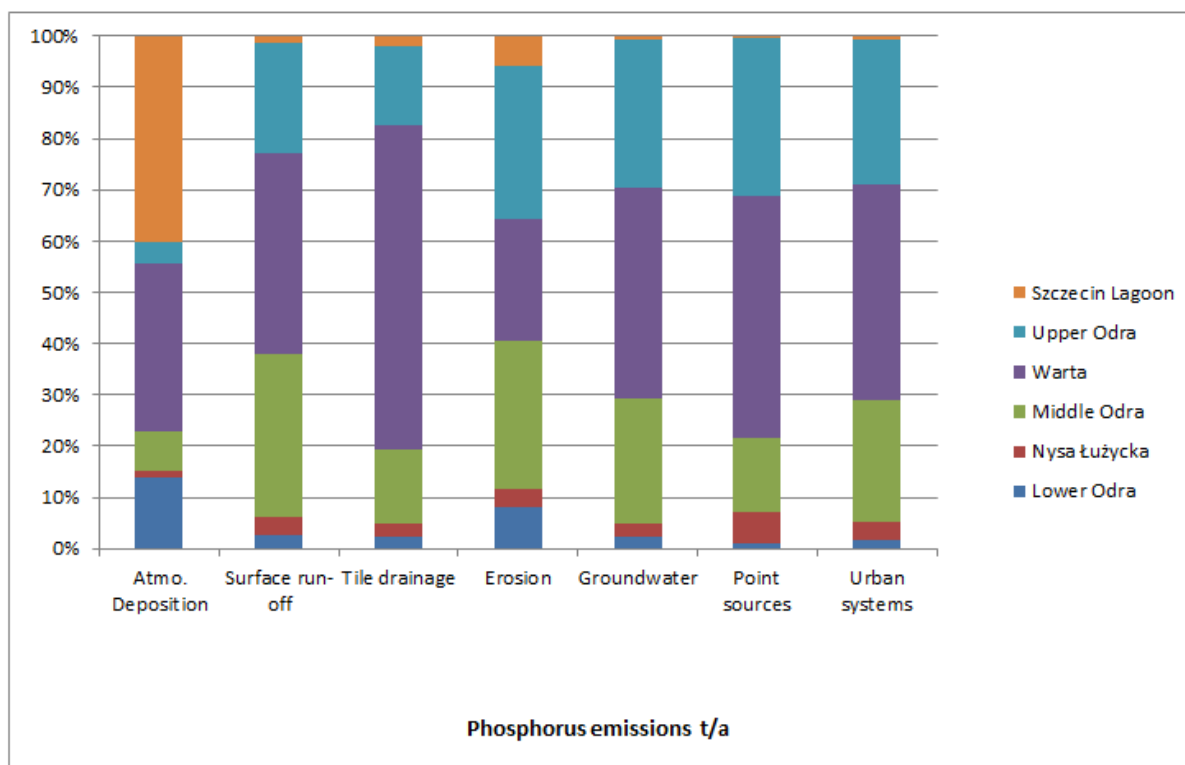
Rysunek 47. Emisje azotu według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021)



Rysunek 48. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (azot) według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021)



Rysunek 49. Emisje fosforu według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021)

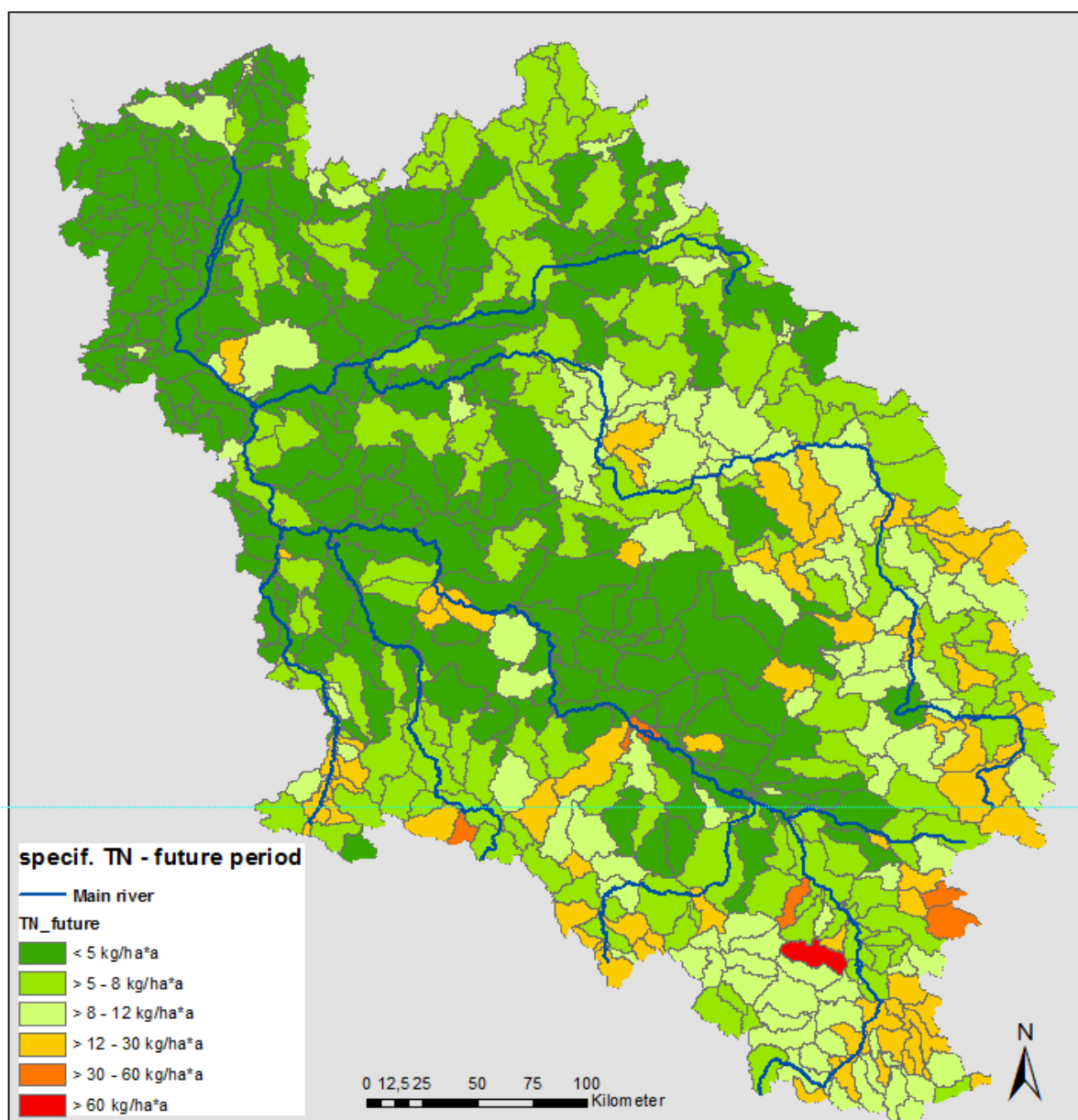


Rysunek 50. Udział obszarów opracowania w emisjach całkowitych (fosfor) według dróg emisji dla okresu prognozowanego (2011-2021)

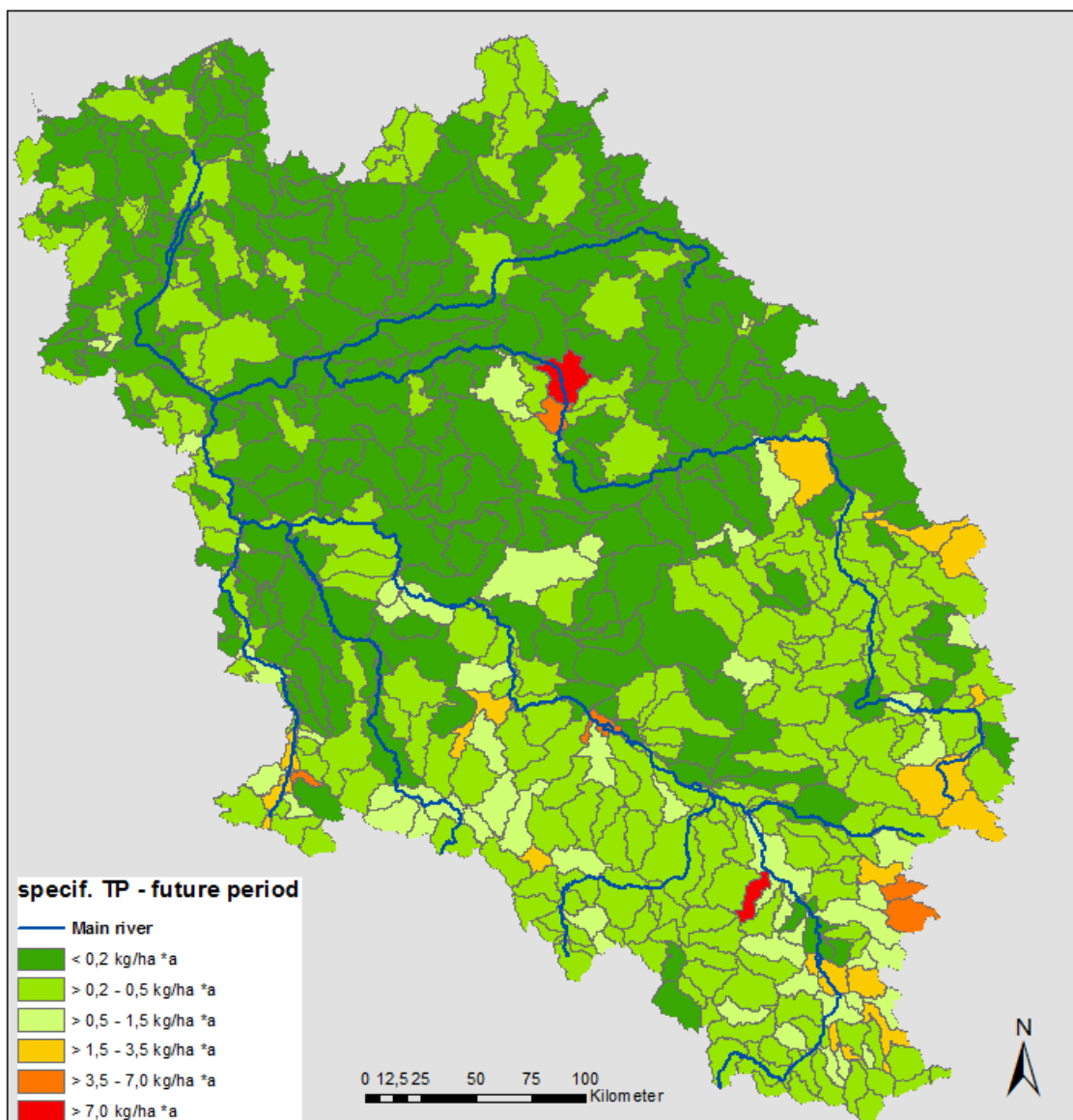
#### 5.4.3 Przestrzenny rozkład emisji substancji biogenych

Na rysunkach 51 i 52 przedstawione są emisje azotu i fosforu dla okresu przyszłego w kg/ha\*a.





Rysunek 51. Emisje azotu specyficzne dla poszczególnych obszarów (2011-2021)



Rysunek 52. Emisje fosforu specyficzne dla poszczególnych obszarów (2011-2021)

## 5.5 Analiza i ocena trzech okresów modelowania

Jeśli porówna się ze sobą te trzy okresy modelowania, można stwierdzić, że całkowite zmiany w analizowanych okresach są niewielkie. Częściowo wynika to z faktu, że zmiany form użytkowania w rolnictwie oddziałują znacznie wolniej niż te, które związane są z modernizacją instalacji służących oczyszczaniu ścieków.

Należy tutaj uwzględnić również fakt, że ze względu na brak danych wejściowych lub brak kompletnych danych dla całego analizowanego okresu zmiany w czasie można było przedstawić w ramach projektu jedynie w przybliżeniu. W przypadku niektórych parametrów przy interpolacji i uzupełnianiu brakujących bądź niewiarygodnych danych przyjęto dla poszczególnych okresów te same wartości.

Nadwyżki azotu jako parametr czasowy wykazują w przypadku danych wejściowych największą zmienność (patrz również rozdział 3.4.2). Różnice w zmianach liczby ludności między okresem historycznym i bieżącym w całym dorzeczu są nieznaczne (ok. 1%). W Polsce spadek liczby ludności dotyczy w największym stopniu województwa opolskiego oraz śląskiego (Górna Odra) (do 6%),

podczas gdy na innych obszarach zlokalizowanych wokół większych miast (np. Wrocławia, Poznań, Gorzowa Wlkp.) daje się zauważyć wzrost liczby ludności o 5-15%.

W przypadku specyficznej prezentacji obszarowej wyróżniają się tereny zurbanizowane, przede wszystkim ze względu na fosfor. Wskazuje to na istniejący potencjał przyszłych działań w tym obszarze. W przypadku azotu systemy zurbanizowane wraz z oczyszczalniami ścieków odgrywają rolę podrzędną. Z tego powodu, że stan techniczny oczyszczalni ścieków w Polsce i Czechach już od początku roku 2000 (a w szczególności od roku 2004) zaczął się poprawiać w porównaniu z latami wcześniejszymi, w tym relatywnie krótkim okresie, który był analizowany, również można stwierdzić jedynie nieznaczne zmiany.

Tabela 4: Zestawienie emisji substancji biogennych dla okresu historycznego, bieżącego i przyszłego

	Analizowane okresy		
	2000 - 2007	2008 - 2010	2011 - 2021
<b>Emisje TN (t/r)</b>	80.010	81.900	76.332
<b>Emisje TP (t/r)</b>	5.060	4.800	4.497
<b>Zmiana TN</b>		2,4%	-6,8%
<b>Zmiana TP</b>		-5,1%	-6,3 %

## 6 Propozycje opcji zarządzania służących redukcji substancji biogennych

### 6.1 Przegląd opcji zarządzania zintegrowanych w modelu MONERIS

MONERIS nie odzwierciedla pojedynczych działań, lecz jedynie ich efekt netto na emisje substancji biogennych, tym samym odpowiadają one nadrzędnym opcjom zarządzania. W modelu zdefiniowane są wstępnie różne opcje zarządzania, które można zastosować pojedynczo lub w kombinacji, w odniesieniu do jednostek analitycznych lub też bez uwzględniania granic jednostek analitycznych. Alternatywy zarządzania odnoszą się do obszarów „rolnictwo”, „renaturyzacja drobnych cieków” oraz „systemy zurbanizowane” i mogą być podzielone na pięć grup: użytkowanie terenu (np. działania służące konserwacji gleby), intensywność użytkowania terenu (np. zmiany nadwyżki azotu), kanalizacja, małe (przedomowe) oczyszczalnie ścieków (DCTP) oraz komunalne oczyszczalnie ścieków (WWTP).

W celu zapewnienia lepszej przejrzystości działań zaimplementowanych w modelu oraz ich skuteczności, IGB stworzył arkusze informacyjne (fact sheets). Tabela 5 prezentuje przykład struktury i treści tych arkuszy. W załączniku znajduje się kompletna lista arkuszy informacyjnych (fact sheets)

Tabela 5: Arkusz informacyjny (fact sheet) dla opcji zarządzania „Redukcja nadwyżki azotu”

Opcja zarządzania	Opis
<b>Redukcja nadwyżki azotu o określonej wartości</b>	<p><b>Sposób wdrażania:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- redukcja nadwyżki azotu, po dokonanej korekcie przy pomocy danych długoterminowych (Country-Data)</li> <li>- uwzględnia dodatkowy scenariusz: indukowaną zmianę depozycji N</li> </ul> <p><b>Drogi emisji:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- wody podziemne / interflow, melioracje</li> </ul> <p><b>Opcje:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- oddzielne podanie zmian nadwyżki N w kg/ha/rok dla gruntów ornych i użytków zielonych</li> <li>- wartości nie mogą być ujemne po odjęciu depozycji N</li> </ul> <p><b>Skuteczność:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- wynika ze stosunku aktualnej nadwyżki N i zakładanej redukcji</li> </ul> <p><b>Ograniczenie:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- brak sprzężenia zwrotnego w stosunku do plonów</li> <li>- brak uwzględnienia potrzeby nawożenia</li> <li>- brak uwzględnienia czasu nawożenia (rozprowadzania nawozu)</li> </ul>

### 6.2 Opcje zarządzania służące redukcji emisji poprzez zmiany w użytkowaniu terenu

Dla obszaru działań „rolnictwo” przeprowadzono obliczenia dla dwóch opcji zarządzania w zakresie redukcji nadwyżek azotu oraz określono ich wpływ na emisje biogenów:

a) utrzymanie wielkości nadwyżek maksymalnie na poziomie 60 kg/ha/rok (ustalona wartość według rozporządzenia w sprawie stosowania nawozów, obowiązująca od 2011 roku) oraz

b) zmniejszenie nadwyżek azotu o 5 wzgl. 10 kg/ha/rok na obszarach rolniczych.

Ponieważ górna granica dla nadwyżek azotu, ustalona w rozporządzeniu w sprawie stosowania nawozów, na poziomie 60 kg/ha/rok zostanie w bieżącym okresie w dużym stopniu osiągnięta także na obszarze Polski i Czech, można stwierdzić jedynie niewielki efekt tego działania.

Dla opcji zarządzania 1 z podpunktu b) (zmniejszenie nadwyżek azotu) przyjęto ogólną redukcję o 5 kg/ha/rok dla wszystkich obszarów. Spowoduje to całkowitą redukcję emisji azotu poprzez drogę emisji „drenaże (melioracje)” o 11%. Odpowiednio efekt będzie większy przy redukcji o 10 kg/ha/rok na wszystkich obszarach. Poniższa tabela przedstawia prognozy redukcji emisji poprzez drenaże (melioracje) dla obu działań w porównaniu do okresu bieżącego.

Tabela 6: Nadwyżki azotu poprzez drenaże – porównanie redukcji dla 5 kg/ha/rok oraz 10 kg/ha/rok

	Emisje TN poprzez drenaże [t/r]		
	Okres bieżący	Opcja zarządzania 1 N_Red_5	Opcja zarządzania 2 N_Red_10
<b>Razem</b>	<b>26.698</b>	<b>23.536</b>	<b>20.656</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-11,8</i>	<i>-21,8</i>
<b>Górna Odra</b>	<b>3.899</b>	<b>3.064</b>	<b>2.734</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-21,4</i>	<i>-29,9</i>
<b>Środkowa Odra</b>	<b>6.527</b>	<b>5.841</b>	<b>5.103</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-10,5</i>	<i>-21,8</i>
<b>Dolna Odra</b>	<b>1.883</b>	<b>1824</b>	<b>1.592</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-3,1</i>	<i>-15,5</i>
<b>Nysa Łużycka</b>	<b>620</b>	<b>610</b>	<b>570</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-1,7</i>	<i>-8,1</i>
<b>Warta</b>	<b>12.887</b>	<b>11.486</b>	<b>10.019</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-10,9</i>	<i>-22,3</i>
<b>Zalew Szczeciński</b>	<b>700</b>	<b>708</b>	<b>636</b>
<i>Redukcja [%]</i>		<i>-</i>	<i>-9,3</i>

Jako drugi obszar działań dla rolnictwa zaplanowane zostały działania dla parametru „fosfor” służące redukcji erozji glebowej na gruntach ornych. Do modelu MONERIS zaimplementowano następujące działania dla tego obszaru:

- konserwacja gleby (siew bezpośredni, bezorkowa uprawa roli, siew mulczowy, śródplon),
- orka poprzeczna i



- międzysiew.

Ta opcja zarządzania bazuje na redukcji erozji glebowej (według ogólnego równania erozji glebowej) i pozwala na symulację stosowania działań dla obszarów, gdzie zlokalizowane są grunty orne, w rozróżnieniu na klasy spadku terenu. Działanie modyfikuje ustaloną erozję glebową i redukuje ją o zdefiniowany wcześniej udział procentowy.

Ponieważ w przypadku analizowanych powierzchni zakłada się mieszane zestawienie plonów rolnych, efekt działania nie jest określany przy pomocy czynnika C, lecz jako wielkość sumaryczna przy pomocy czynnika redukcji. Dla tego scenariusza założono dla wszystkich klas spadku terenu efektywną redukcję erozji glebowej o 30%.

Mimo iż udział emisji fosforu w wyniku erozji w całym dorzeczu Odry jest dość niski i wynosi 5%, to głównie na obszarach o dużym wykorzystaniu rolniczym i bardziej stromym położeniu (Warta i Górna Odra) istnieje znaczny potencjał do inicjowania działań redukcyjnych

Na podstawie opracowania Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie (LÜTZ ET AL., 2010) szacuje się, że konserwująca uprawa roli w Polsce zwiększy się w ciągu najbliższych pięciu lat i będzie prowadzona średnio na 35% gruntów ornych. W regionach górskich i podgórskich bezorkowa uprawa roli już jest stosowana w coraz większym stopniu. Ze względu na dostępne informacje ta opcja działań została zastosowana jedynie dla polskich gruntów ornych.

Na podstawie tych założeń zaplanowano i przeanalizowano dwa pakiety opcji zarządzania:

- konserwująca uprawa roli na 35% polskich gruntów ornych  
**opcja zarządzania 1:** dla wszystkich obszarów niezależnie od nachylenia stoków  
**opcja zarządzania 2:** dla wszystkich obszarów o klasie nachylenia stoków 4-8% oraz > 8%
- konserwująca uprawa roli na 50% polskich gruntów ornych  
**opcja zarządzania 3:** dla wszystkich obszarów niezależnie od nachylenia stoków  
**opcja zarządzania 4:** dla wszystkich obszarów o klasie nachylenia stoków 4-8% oraz > 8%

Poniżej przedstawiono wyniki dotyczące obszaru polskiego oraz obszarów opracowania.

Tabela 7: Redukcja fosforu w wyniku realizacji opcji zarządzania 1 i 2 w odniesieniu do obszarów opracowania

Obszar opracowania	Stan bieżący Erozja TP [t/rok]	Opcja zarządzania 1 Erozja TP [t/rok]	Opcja zarządzania 2 Erozja TP [t/rok]
<b>Wszystkie obszary (PL)</b>	626	554	388
<b>Warta</b>	144	125	82
<b>Dolna Odra</b>	45	42	38
<b>Nysa Łużycka</b>	21	20	17
<b>Środkowa Odra</b>	163	141	55
<b>Zalew Szczeciński</b>	39	39	39
<b>Górna Odra</b>	214	187	156

Tabela 8: Redukcja fosforu w wyniku realizacji opcji zarządzania 3 i 4 w odniesieniu do obszarów opracowania

Obszar opracowania	Stan bieżący Erozja TP [t/rok]	Opcja zarządzania 3 Erozja TP [t/rok]	Opcja zarządzania 4 Erozja TP [t/rok]
<b>Wszystkie obszary (PL)</b>	626	407	229
<b>Warta</b>	144	131	54
<b>Dolna Odra</b>	45	42	42
<b>Nysa Łużycka</b>	21	21	19
<b>Środkowa Odra</b>	163	158	114
<b>Zalew Szczeciński</b>	39	39	39
<b>Górna Odra</b>	214	199	179

### 6.3 Opcje zarządzania służące redukcji emisji poprzez oczyszczalnie ścieków

Ta opcja zarządzania symuluje podwyższenie skuteczności oczyszczania ścieków w oczyszczalniach komunalnych i uwzględnia wymogi rozporządzenia w sprawie ścieków wzgl. dyrektywy dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych UE. Oznacza to, że stężenia na wyjściu z oczyszczalni ustalone są na poziomie wartości maksymalnych, specyficznych dla poszczególnych klas wielkości oczyszczalni ścieków. Model MONERIS sprawdza stężenia na wyjściu z oczyszczalni podane w bazie danych i w przypadku ich przekroczenia zastępuje te wartości stężeniami maksymalnymi podanymi w poniższej tabeli.

Tabela 9: Podstawiane wartości na wyjściu z oczyszczalni ścieków według klas wielkości oczyszczalni

Klasa wielkości	RLM	TN w mg/l (wylot)	TP w mg/l (wylot)
<b>1</b>	<b>&lt; 1000</b>	<b>60</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>1000- 5000</b>	<b>60</b>	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>5000- 10000</b>	<b>15</b>	<b>2</b>
<b>4</b>	<b>10000-10000</b>	<b>15</b>	<b>2</b>
<b>5</b>	<b>&gt;100000</b>	<b>10</b>	<b>1</b>

## 7 Podsumowanie

Niniejsza analiza pokazuje zmiany emisji substancji biogennych, osobno dla azotu i fosforu, według dróg emisji na przestrzeni minionych lat, począwszy od roku 2000, a także prognozę do roku 2021.

Przedstawienie poszczególnych dróg emisji w podzlewniach pokazuje różne punkty ciężkości w zakresie emisji i pozwala na wyciągnięcie wniosków dotyczących ewentualnego wyboru bądź ustalania priorytetów przy definiowaniu działań. W sumie można stwierdzić, że emisje azotu w dorzeczu Odry od początku tysiąclecia zwiększyły się tylko nieznacznie (ok. 2%). Ta niewielka zmiana podlega kompleksowym oddziaływaniom wielkości przepływu, zmian nadwyżek N oraz czasu wymiany wód podziemnych. Dla większości analizowanych wodowskazów można było stwierdzić lekki wzrost przepływów (niedający się jednak stwierdzić dla wszystkich wodowskazów) w latach 2000-2010. Oprócz tego ze względu na czas wymiany wód podziemnych słabną stopniowo oddziaływania wysokich nadwyżek N z lat 90. Na zmiany te oddziałują z kolei zwiększenie nadwyżek N w Polsce (+17 %) oraz zmniejszenie nadwyżek N w krajach sąsiednich (Czechy: -17%, Niemcy: -14%) między rokiem 2000 i 2010. Dokładny udział tych zmian nie mógł być jednak przeanalizowany w ramach tego opracowania.

W przypadku fosforu w tym samym okresie odnotowano spadek rzędu 5%. W przypadku azotu można to wytłumaczyć przede wszystkim lekkim zwiększeniem nadwyżek azotu, natomiast w przypadku fosforu zwiększeniem stopnia podłączenia gospodarstw domowych do kanalizacji i oczyszczalni ścieków (ze zwiększoną możliwością retencji). Ponadto w Polsce i Czechach zużycie fosforanów znacznie się zmniejszyło od 2000 roku, co wpłynęło również na redukcję emisji P.

Jako podstawa do dalszych scenariuszy wykazywane są w niniejszym opracowaniu zmiany przyszłych emisji do roku 2021, przy założeniu, że nie zmienią się warunki hydroklimatyczne. Dla azotu scenariusz ten pokazuje tym samym, jak zmienią się emisje, w szczególności za pośrednictwem wód podziemnych, jeśli wyraźnie podwyższone nadwyżki azotu z lat 1980-1990 będą stopniowo wymywane z wód podziemnych i przestaną mieć znaczenie dla wielkości emisji. Dla fosforu przyjęto natomiast, że we wszystkich państwach – Stronach Umowy MKOOpZ nastąpi w dużym stopniu rezygnacja z fosforanów w środkach piorących. Dla obu substancji należałoby więc założyć zmniejszenie się emisji o ok. 6%.

Jakie skutki mogłyby spowodować różne opcje zarządzania? Na to pytanie starano się odpowiedzieć, zakładając ogólną redukcję nadwyżek azotu na powierzchniach rolniczych (o ok. 5 wzgl. 10 kg/ha/rok), dla fosforu natomiast przeanalizowano redukcję emisji poprzez erozję oraz emisji z oczyszczalni ścieków. Dzięki przeanalizowanym działaniom można uzyskać dalszą redukcję, która może pokazać wyraźne efekty w poszczególnych jednostkach analitycznych i jedynie w odniesieniu do poszczególnych dróg emisji. W przypadku całego dorzecza oraz emisji całkowitych poprzez wszystkie drogi emisji zarówno dla azotu, jak i fosforu efekty te wyrażane są w postaci wartości jednocyfrowych.

W sumie okazało się, że wybór obszarów, na których powinno się wdrożyć działania, w kombinacji z odpowiednim zakresem tych działań, ma duże znaczenie dla ogólnej ich skuteczności. W wyniku obliczeń efektu redukcji nadwyżek azotu o 10 kg/ha/rok uzyskano zmniejszenie emisji N średnio o 0,5 kg/ha/rok. Największe specyficzne redukcje rzędu 0,7 kg/ha/rok dotyczyły przy tym Górnej Odry, podczas gdy w obszarze opracowania Nysa Łużycka oraz w rejonie Zalewu Szczecińskiego redukcja wynosi tylko 0,1 kg/ha/rok. Można to wytłumaczyć rozkładem nadwyżek N, rozkładem opadów oraz udziałem zmeliorowanych gruntów ornych i użytków zielonych. W przypadku reduk-

cji emisji fosforu w wyniku działań zmniejszających erozję okazało się, że dzięki ich zastosowaniu na gruntach ornych o średnim nachyleniu >4% (13 % gruntów ornych w Polsce) można osiągnąć redukcję emisji w wyniku erozji o 35%, podczas gdy dodatkowe zastosowanie działań na pozostałych 87% gruntów ornych prowadzi jedynie do podwojenia efektu. Dla fosforu źródła punktowe oraz systemy zurbanizowane są w dalszym ciągu dominującymi drogami emisji. Redukcja stężeń na wylocie z oczyszczalni do poziomu wartości opisanych w rozdziale 6.3 prowadziłaby, na podstawie dostępnych obecnie danych, do redukcji emisji o 6% (TN) i 15% (TP) i stanowiłaby ważne działanie redukcyjne przede wszystkim w przypadku fosforu.

Podsumowując, dotychczasowe wyniki wskazują na to, że redukcja emisji o więcej niż 20% wymagałaby już znacznego wysiłku i dlatego ważna byłaby pogłębiona, zróżnicowana analiza obszarów problematycznych w przypadku emisji, „hot spots” oraz podejmowania działań efektywnych kosztowo. Również analiza na bazie miesięcznej mogłaby pomóc przy wspieraniu zoptymalizowanego zarządzania, w taki sposób, że celowo testowane i realizowane byłyby działania, które prowadziłyby do redukcji emisji letnich, a tym samym spowodowałyby dużą efektywność przy poprawie jakości wody.

## 8 Perspektywy

Niniejsze opracowanie dotyczące rozkładu emisji ładunków azotu na obszarze dorzecza Odry stanowi w pewnym stopniu aktualizację i kontynuację modelowania oraz obliczeń przeprowadzonych przez UBA w ramach projektów AMBER, RADOST i IKZM-Oder. Przedłożone dane w dalszym ciągu wykazują luki i powinny być dalej uzupełniane. Z tego powodu opracowanie to może dostarczyć jedynie orientacyjnych informacji. Za celowe uważa się dalsze kompletowanie danych podstawowych oraz przygotowanych i zestawionych zbiorów danych wejściowych oraz wykorzystywanie ich w kolejnych opracowaniach.

Ogólna redukcja nadwyżek azotu poprzez wdrożenie pod względem prawnym wytycznych, np. w postaci niemieckiego rozporządzenia w sprawie stosowania nawozów, nie prowadzi do istotnego zmniejszenia emisji, ponieważ nadwyżki azotu tylko na niektórych obszarach przekraczają wytyczne z rozporządzenia w sprawie stosowania nawozów. Dzięki wdrożeniu wytycznych na obszarach problemowych, jak pokazały wybrane działania, osiąga się generalnie większą redukcję emisji poprzez drenaże. Dotyczy to także działań na terenach zurbanizowanych.

Obliczenia na bazie miesięcznej oraz poprawione dane podstawowe w zakresie nadwyżek N mogłyby tu spowodować wyraźną poprawę wyników modelowania oraz rzetelności informacji.

## 9 Literatur

- BEHRENDT, H., P.-H. HUBER, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ & R. UEBE (1999): „Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands“, *UBA Texte 75/99*, Umweltbundesamt: Berlin, 288 S.
- BEHRENDT, H., HUBER P., KORNMILCH, M., OPITZ D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (2000): Nutrient Emissions into river basins of Germany. *UBA-Texte 23/00*, 266pp.
- BEHRENDT, H., R. DANNOWSKI, D. DEUMLICH, F. DOLEZAL, I. KAJEWSKI, M. KORNMILCH, R. KOROL, W. MIODUSZEWSKI, D. OPITZ, J. STEIDL & M. STRONSKA (2002): „Investigation on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on waters protection (Phase III)“, *Final Report*, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries: Berlin, 271 p.
- BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G., PAGENKOPF, G. SCHOLZ, F. WENDLAND (2003): “Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure”, *UBA-Texte 82/03*, 191 p.
- CARL, P. & BEHRENDT, H. (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: I. Comprehensive foundation. in: *Water Resources Research* 44, W02420, DOI: 10.1029/2004WR003724
- CARL, P., GERLINGER, K., HATTERMANN, K.K., KRYSANOVA, V., SCHILLING, C. & BEHRENDT, H. (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: II. Extended demonstration. In: *Water Resources Research* 44, W03426, DOI: 10.1029/2006WR005056
- Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert
- FAO (2007): SOIL MAP OF THE WORLD (DSMW, FAO 1997 BASED ON THE FAO/UNESCO SOIL MAP OF THE WORLD). [HTTP://APPS.FAO.ORG/](http://apps.fao.org/).
- FINNERN, H., (HERAUSGEBER) (2005) : Bodenkundliche Kartieranleitung. Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland, 438 S.
- FREDE, H.G. & DABBERT, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed Verlagsgesellschaft Landsberg, 451 S.
- FUCHS, S., U. SCHERER, R. WANDER, H. BEHRENDT, M. VENOHR, D. OPITZ, T. HILLENBRAND, F. MARSCHIEDER-WEIDEMANN & T. GÖTZ (2010): „Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS - Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe“, *Texte 45/2010*, Hrsg.: Umweltbundesamt: Dessau; 207 S.
- KRETSCHMAR, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: *Landwirtschaftliche Forschung* 30.
- Lütz, M., Klotsche, S. und Mädler, R. (2010): Erosion kennt keine Grenzen. In: *Neue Landwirtschaft* 4/2010
- PÖTHIG, R., BEHRENDT, H., D. OPITZ & G. FURRER (2010): "A universal method to assess the potential of phosphorus loss from soil to aquatic ecosystems", *Environmental Science and Pollution Research* 17 (2): 497-504
- VENOHR, M., DONOHUE, I., FOGELBERG, S., ARHEIMER, B. & BEHRENDT, H. (2005): Modelling nitrogen transfer in river systems: The importance river morphology and the occurrence of lakes. *Water Science and Technology* 54 (3-4), pp.19-29.



VENOHR, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. *Berliner Beiträge zur Ökologie* 14, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.

VENOHR, M., U. HIRT, J. HOFMANN, D. OPITZ, A. GERIKE, A. WETZIG, S. NATHO, F. NEUMANN, J. HÜRDLER, M. MATRANGA, J. MAHNKOPF, M. GADEGAST, H. BEHRENDT (2011): "Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background", *Int. Rev. Hydrobiol.* 96 p 541-60

ZESSNER, M., KOVACS A., SCHILINNG C., HOCHEDLINGER G., GABRIEL O., NATHO S., THALER S. & WINDHOFFER G. (2011): Enhancement of the MONERIS Model for Application in Alpine Catchments in Austria, *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 96, 5, 541–560

ZWEYNERT, U. (2008): Möglichkeiten und Grenzen bei der Modellierung von Nährstoffeinträgen auf Flussgebietsebene -Untersuchungen am Beispiel des Modells MONERIS, *Dissertation, TU-Dresden*, 191 Seite.

## 10 Załącznik

Opcja zarządzania	Opis
Przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> <li>- Dla „nowych” powierzchni użytków zielonych przyjmowane są te same warunki (udział powierzchni zmeliorowanych, redukcja (zanieczyszczeń) w strefie aeracji) co dla „starych” powierzchni</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Erozja, wymywanie i drenaże</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowych udziałów powierzchni oddzielnie dla klas nachylenia stoków</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nie ma potrzeby ustalania skuteczności</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak możliwości zamiany użytków zielonych na grunty orne (ujemny udział powierzchni)</li> <li>- Nadwyżki N nie zmieniają się</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Redukcja erozji glebowej na gruntach ornych	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> <li>- Obejmuje trzy działania: konserwacja gleby (siew bezpośredni, bezorkowa uprawa roli, siew mulczowy, śródplon), orka poprzeczna i międzysiew</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Erozja</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowego udziału powierzchni gruntów ornych (redukcja erozji glebowej w %) oddzielnie dla klas nachylenia stoków</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ustalana jako parametr dla klasy spadku oraz pakietu działań</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak rozróżnienia typów gleb</li> <li>- Brak rozróżnienia powierzchni według odległości od cieku</li> <li>- Brak powiązania z wymywaniem/spływem powierzchniowym</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Redukcja powierzchni zmeliorowanych	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Drenaże, wody podziemne</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie redukcji powierzchni zmeliorowanych (redukcja procentowego udziału powierzchni) wspólnie dla gruntów ornych i użytków zielonych</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nie ma potrzeby ustalania skuteczności</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- (Dotychczas) brak rozróżnienia między gruntami ornymi i użytkami zielonymi</li> <li>- Brak powiązania z wymywaniem/spływem powierzchniowym (przede wszystkim w odniesieniu do reżimu wodnego, w modelu MONERIS zasadniczo nie jest ono wyraźnie uwzględniane (jedynie poprzez dane wejściowe))</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Podłączenie powierzchni rolniczych do wód powierzchniowych	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Redukcja modelowanej erozji glebowej (po uwzględnieniu działań służących redukcji erozji glebowej) przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Erozja</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowego udziału gruntów ornych, w przypadku których, dzięki pasowi ochronnemu wzdłuż cieku oddzielającemu grunty orne od cieku, zapobiega się bezpośrednim emisjom do wód poprzez spływ powierzchniowy</li> <li>- Oddzielna selekcja według klas spadku terenu</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Oddzielne podanie szerokości pasa ochronnego z indywidualną skutecznością według klas szerokości dla każdego pakietu działań</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak powiązania z denitryfikacją zachodzącą podczas przesiąkania przez glebę pod pasem ochronnym cieku</li> <li>- Brak zmian w procesie wzbogacania w biogeny</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Stawy retencyjne dla odpływów drenażowych	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja obliczonych emisji poprzez drenaże</li> <li>- Dotyczy również ewentualnego przekształcenia gruntów ornych w użytki zielone</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Drenaże</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowego udziału powierzchni zmeliorowanych, z których wody powinny być odprowadzane poprzez staw drenażowy</li> <li>- Wielkość stawu drenażowego ustalana jest przy pomocy stałej globalnej (np.: 20 m<sup>2</sup>/ha; powierzchnia stawu/ha zmeliorowanej powierzchni)</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Skuteczność określana jest na podstawie wielkości stawów drenażowych, retencja w stawie drenażowym ustalana jest oddzielnie na podstawie założeń retencyjnych stosowanych w modelu MONERIS</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak możliwości rozróżnienia między gruntami ornymi i użytkami zielonymi</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Przekształcenie „zabudowanych” powierzchni zurbanizowanych w powierzchnie „niezabudowane”	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja obliczonych powierzchni zabudowanych w jednostkach analitycznych</li> <li>- Powierzchnie o usuniętej „zabudowie” uwzględniane są jako powierzchnie odnawiania się wód podziemnych, tutaj wyłącznie uwzględnienie depozycji atmosferycznej</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane, wody podziemne</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowego udziału powierzchni zabudowanych, które powinny zostać „odblokowane”</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wychodzi się od całkowitego usunięcia „zabudowy” z wybranych powierzchni</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak możliwości rozróżnienia między różnymi rodzajami użytkowania na powierzchniach „odblokowanych” (np. infiltracja/odprowadzanie wody z powierzchni dachów, systemy wsiąkania (rigole), parki itd.)</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Redukcja nadwyżki azotu o określoną wartość	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Redukcja nadwyżki azotu, po dokonanej korekcie przy pomocy danych długoterminowych (Country-Data)</li> <li>- Uwzględnia dodatkowy scenariusz: indukowaną zmianę depozycji N</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wody podziemne, drenaże</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Oddzielne podanie zmian nadwyżki N w kg/ha/rok dla gruntów ornych i użytków zielonych</li> <li>- Wartości nie mogą być ujemne po odjęciu depozycji N</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wynika ze stosunku aktualnej nadwyżki N i zakładanej redukcji</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak powiązania z plonami</li> <li>- Brak uwzględnienia potrzeby nawożenia</li> <li>- Brak uwzględnienia czasu nawożenia (momentu aplikacji nawozu)</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Redukcja nadwyżki N poprzez działania rolno-środowiskowe	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Redukcja nadwyżki azotu, po dokonanej korekcie na podstawie danych długoterminowych (Country-Data)</li> <li>- Uwzględniono dodatkowo scenariusz indukowanej zmiany depozycji N</li> <li>- Obejmuje trzy działania: konserwacja gleby, orka poprzeczna, międzysiew, 3 opcjonalne działania rolnośrodowiskowe</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wody podziemne, drenaże</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie udziału powierzchni i zmian nadwyżki N w kg/ha/rok dla gruntów ornych i użytków zielonych</li> <li>- Wartości nie mogą być ujemne po odjęciu depozycji N</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wynika ze stosunku aktualnej nadwyżki N i zakładanej redukcji</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak powiązania z plonami</li> <li>- Brak uwzględnienia czasu nawożenia (momentu aplikacji nawozu)</li> </ul>



Opcja zarządzania	Opis
Redukcja depozycji atmosferycznej $\text{NH}_y$ oraz $\text{NO}_x$	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> <li>- Obliczenia przeprowadzane są przed wszystkimi innymi działaniami i krokami obliczeniowymi i dlatego mogą mieć na nie wpływ</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wody podziemne, drenaże, wymywanie/spływ powierzchniowy, depozycja atmosferyczna na powierzchnię wody</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie procentowej zmiany depozycji N</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Dla depozycji na powierzchnię wody skuteczność wprost proporcjonalna</li> <li>- W przypadku nadwyżki N skuteczność wynika ze stosunku aktualnej nadwyżki N i zmiany depozycji N</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Zmiana niezależnie od sposobu użytkowania terenu</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Środki piorące bez fosforanów	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> <li>- Redukcja stężeń z małych oczyszczalni ścieków oraz oczyszczalni ścieków do 10000 RLM odpowiednio do udziału środków piorących zawierających fosforany</li> <li>- Dla większych oczyszczalni ścieków nie zakłada się zmiany stężeń na „wylocie” z oczyszczalni</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Źródła punktowe, systemy zurbanizowane, wody podziemne (w przypadku mieszkańców, którzy odprowadzają ścieki za pomocą szamba lub poprzez warstwę gruntu (prześiąkanie przez glebę))</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Oddzielne założenie całkowitej rezygnacji z fosforanów osobno dla środków piorących i dla środków do mycia naczyń</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wynika z udziału stosowanych fosforanów</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak oczywistych ograniczeń</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Zwiększenie pojemności retencyjnej w kanalizacji mieszanej (ogólnospławnej)	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> <li>- Zredukowana liczba przelewów i jednocześnie zredukowane stężenia w ściekach z przelewu</li> <li>- Mają tu wpływ działania służące zlikwidowaniu „zabudowy” powierzchni</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie minimalnego zakładanego stopnia rozbudowy w procentach (100% odpowiada pojemności retencyjnej 23,3 m<sup>3</sup>/ha podłączonej powierzchni „zabudowanej”)</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wynika z sumy opadów, gęstości zaludnienia (w obu przypadkach: im wyższe, tym większa skuteczność) oraz pierwotnego stopnia rozbudowy</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak oczywistych ograniczeń</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Zbiorniki retencyjne dla wody deszczowej z kanalizacji rozdzielczej	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Redukcja obliczonych emisji poprzez kanalizację rozdzielczą przy pomocy zbiornika sedymentacyjnego</li> <li>- Mają tu wpływ działania służące zlikwidowaniu „zabudowy” powierzchni</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie w procentach, jaka ilość ścieków z kanalizacji rozdzielczej powinna być oczyszczona przy pomocy zbiornika sedymentacyjnego</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ustalana przy pomocy stałej globalnej. Obecnie: po 35% dla azotu i dla fosforu</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nie można uwzględniać różnej skuteczności w zależności od sumy opadów</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Retencyjne filtry ziemne dla wody deszczowej z kanalizacji rozdzielczej	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Redukcja obliczonych emisji poprzez kanalizację rozdzielczą przy pomocy retencyjnego filtra ziemnego</li> <li>- Mają tu wpływ działania służące zlikwidowaniu „zabudowy” powierzchni</li> <li>- Można również opcjonalnie zastosować w celu przedstawienia efektów działania systemów odwadniania wykorzystujących rigo-le</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie w procentach, jaka ilość ścieków z kanalizacji rozdzielczej powinna być oczyszczona poprzez retencyjny filtr ziemny</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ustalana przy pomocy stałej globalnej. Obecnie: 80 % dla azotu i 45 % dla fosforu</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nie można uwzględniać różnej skuteczności w zależności od sumy opadów</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Mieszkańcy przyłączeni do kanalizacji są także przyłączeni do oczyszczalni ścieków	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane, źródła punktowe</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie, czy wszyscy mieszkańcy przyłączeni tylko do kanalizacji powinni być także przyłączeni do (nowej, dodatkowej) oczyszczalni ścieków</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ustalana przy pomocy stałej globalnej. Obecnie: 45% dla azotu i 35% wzgl. 80% (z eliminacją P) dla fosforu</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Jedynie założenie, że wszystkie odpowiednie gospodarstwa domowe będą podłączone</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Stan techniczny oczyszczalni ścieków bez przyłączenia, ewent. z przyłączeniem do kanalizacji publicznej	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja parametrów obliczeń</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Oddzielne informacje/dane dotyczące małych oczyszczalni ścieków, które poprzez kanalizację (ale nie komunalną oczyszczalnię ścieków), ewent. za pomocą rowu lub poprzez przepuszczanie do wód podziemnych, odprowadzają ścieki do wód powierzchniowych i które dysponują najnowszym stanem techniki (DIN 4261_02)</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Dla starszych oczyszczalni ścieków przyjmuje się skuteczność oczyszczania na poziomie 10% dla azotu i 7% dla fosforu. W przypadku spełnienia normy DIN 4261_02 zwiększa się ona do poziomu 15% dla azotu i 13% dla fosforu</li> <li>- Ustalenie skuteczności na podstawie stałej globalnej</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ograniczenia nie są oczywiste</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
DIN2 oraz dodatkowa eliminacja fosforu dla małych oczyszczalni ścieków	<p>Sposób wdrożenia:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja parametrów obliczeń</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Założenie, że wszystkie małe oczyszczalnie ścieków spełniające już normę DIN 4261_02 oraz te, dla których przewiduje się to w wyniku realizacji działania, posiadają dodatkowo eliminację P</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Poprzez uwzględnienie eliminacji P zwiększa się stopień oczyszczania w przypadku fosforu do 80%</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak oczywistych ograniczeń</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Przyłączenie małych oczyszczalni ścieków z kanalizacją do wirtualnych oczyszczalni ścieków	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacje danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane, źródła punktowe</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie, czy wszyscy mieszkańcy przyłączeni do małej oczyszczalni ścieków, odprowadzającej ścieki poprzez kanalizację, powinni być przyłączeni do (nowej, dodatkowej) wirtualnej oczyszczalni ścieków</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Dla starszych małych oczyszczalni ścieków przyjmuje się skuteczność oczyszczania na poziomie 10% dla azotu i 7% dla fosforu. Dzięki przyłączeniu do wirtualnej oczyszczalni ścieków zwiększyła się ona do 45% dla azotu 35% dla fosforu.</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Jedynie założenie, że wszystkie odpowiednie gospodarstwa domowe będą podłączone</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Przyłączenie małych oczyszczalni ścieków bez kanalizacji do wirtualnej oczyszczalni ścieków	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Systemy zurbanizowane, źródła punktowe</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie, jaki procent mieszkańców przyłączonych do małej oczyszczalni ścieków, odprowadzającej ścieki za pośrednictwem rowu ewent. poprzez przepuszczanie do gleby, powinien być przyłączony do (nowej, dodatkowej) wirtualnej oczyszczalni ścieków</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Dla starszych małych oczyszczalni ścieków przyjmuje się skuteczność oczyszczania na poziomie 10% dla azotu i 7% dla fosforu. Dzięki przyłączeniu do wirtualnej oczyszczalni ścieków zwiększyła się ona do 45% dla azotu 35% dla fosforu.</li> <li>- Skuteczność ustalana jest na podstawie stałej globalnej</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak oczywistych ograniczeń</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Eliminacja fosforu w wirtualnej oczyszczalni ścieków	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja sposobu obliczania</li> <li>- Funkcjonuje tylko w kombinacji z działaniami dot. małych oczyszczalni ścieków</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Źródła punktowe</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Podanie, czy wirtualne oczyszczalnie ścieków posiadają dodatkową eliminację P</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Przy założeniu eliminacji P zwiększa się skuteczność oczyszczania dla P do 80%</li> <li>- Skuteczność ustalana jest na podstawie stałej globalnej</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak oczywistych ograniczeń</li> </ul>

Opcja zarządzania	Opis
Odtwarzanie (odnowa) dopływów	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modyfikacja danych wejściowych (długość cieku) przed obliczeniem emisji</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Depozycja atmosferyczna na powierzchnie wodne, retencja w obrębie wód</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Odtwarzanie (odnowa) dopływów</li> <li>- Zmianę długości cieku można ustawić przy pomocy stałej globalnej. Obecnie: 10%</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wynika z retencji wyjściowej, warunków przepływu i temperatury wody</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Brak sprzężenia zwrotnego w odniesieniu do temperatury</li> <li>- Brak sprzężenia zwrotnego w odniesieniu do potencjalnych czynników limitujących</li> </ul>



Opcja zarządzania	Opis
<p>Odtworzenie (odnowa) terenów podmokłych przy ciekach głównych</p>	<p>Sposób implementacji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tereny podmokłe, które potencjalnie należy nawodnić oraz wygenerowane w ten sposób powierzchnie wodne są przechowywane w bazie danych i uwzględniane w trakcie obliczeń</li> <li>- Zakłada się, że tereny podmokłe wykorzystywane były wcześniej jako użytki zielone</li> </ul> <p>Drogi emisji:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Depozycja atmosferyczna na powierzchnie wodne, retencja w obrębie wód</li> </ul> <p>Opcje:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Uwzględnienie powierzchni z bazy danych</li> </ul> <p>Skuteczność:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Zwiększa się retencja na ciekach głównych</li> <li>- Zmniejszają się emisje z użytków zielonych</li> <li>- Wynika z retencji wyjściowej, warunków przepływu i temperatury wody</li> </ul> <p>Ograniczenie:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nie uwzględnia się częstotliwości zalewania</li> </ul>