

WOJCIECH GALIŃSKI

Bilans węgla ekosystemów leśnych Polski — porównanie lat 1989, 1990 i 1991*

Carbon Balance in Forest Ecosystems of Poland
— a Comparison for the Years 1989, 1990 and 1991

Wstęp

Zmiany ekonomiczne i polityczne dokonujące się w ostatnich latach w Polsce stworzyły nowe możliwości, ale i ograniczenia dla środowiska. Zmiany te wpłynęły również na bilans absorpcji i emisji węgla przez ekosystemy leśne. Inwentaryzacja źródeł absorpcji i emisji została wykonana dla roku 1989 i powtórzona w latach 1990 i 1991. Wyniki tej inwentaryzacji mogą zatem odzwierciedlać przebieg zmian systemu ekonomicznego w aspekcie kształtowania się bilansu węgla w ekosystemach leśnych Polski.

Założenia i teoria

Przyjmuje się że ekosystemy leśne znajdują się w stanie stacjonarnym w ciągu jednego roku o ile utrzymywana jest stabilna gospodarka leśna i nie występują katastrofy ekologiczne o czasie trwania znacznie krótszym niż jeden rok (9, 12). Sytuacja taka wystąpiła w leśnictwie polskim w latach 1989–1991 a zatem założenie stanu stacjonarnego jest uprawnione i będzie ono stale stosowane w niniejszej pracy. Przyjęcie tego założenia powoduje, iż wszystkie dyskutowane procesy ekologiczne mogą być charakteryzowane za pomocą różnic ich intensywności na początku i końcu roku (bilanse roczne). Dla procesów cyklicznych różnice te wynoszą zero.

Praca ta jest ograniczona do rozważania bilansu CO₂-C jako najważniejszego gazu szklarniowego dla leśnictwa w Polsce. Inne gazy mające wpływ na zmiany klimatyczne są emitowane w znikomych ilościach (być może z wyjątkiem metanu) przez ekosystemy leśne. Co więcej, pominięto tutaj wszystkie źródła emisji związane z gospodarką leśną (transport leśny, itd.).

*Referat wygłoszony na sympozjum pt. "Ekosystemy leśne w obliczu globalnych zmian klimatu", Białowieża grudzień 1993 r.

Bilans węgla został oszacowany przy zastosowaniu metody polegającej na wykorzystaniu danych uzyskiwanych podczas urzędniowej inwentaryzacji lasu (np. szacunków rocznej produkcji grubizny) do oszacowania netto absorpcji CO₂-C w procesach produkcji netto (NEP) zachodzących w ekosystemach leśnych.

Metoda

Bilan absorpcji (A) i emisji (E) węgla C dla ekosystemu leśnego określony jest równaniem:

$$\frac{d M_c}{d t} = A - E \quad (1)$$

gdzie:

- M_c — ilość węgla organicznego zakumulowanego w drzewach ekosystemów leśnych,
 t — czas,
 A — absorpcja węgla przez drzewa w ekosystemach leśnych,
 E — emisja węgla przez ekosystemy leśne.

Oszacowanie absorpcji węgla przez drzewa w ekosystemach leśnych

Jarvis i Leverentz (11) stwierdzają, że zdolność ekosystemu leśnego do asymilacji i trwałej akumulacji węgla w tkankach roślin, zależy przede wszystkim od produktywności drzew górnego piętra lasu. Ta zdolność do asymilacji może być oszacowana przy użyciu wielkości trwałego przyrostu biomasy drzew. Przyrost ten nie uwzględnia węgla wiązanego przejściowo w nietrwałych organach roślin (np. w liściach, które są zrzucane na zimę lub roślinach jednorocznych). Zatem dalsza analiza będzie ograniczona do trwałej biomasy drzew czyli głównie biomasy drewna i kory drzew iglastych i liściastych oraz igieł drzew iglastych.

Produkcja netto ekosystemu leśnego może być przybliżona przez przyrost miąższości drewna a zatem nie ma potrzeby rozważania tutaj produkcji pierwotnej i odejmowania od niej emisji węgla następującej w wyniku procesów oddychania. Dostępne dane dotyczące przyrostu miąższości oraz wielkości zasobów drewna na pniu są wyrażane w metrach sześciennych grubizny, to znaczy, że nie uwzględniają one biomasy liści (igieł), drobnicy i małych gałęzi oraz korzeni. W celu oszacowania wielkości (oraz przyrostów) tej biomasy proponuje się użycie współczynników korekcyjnych (mnożników) zdefiniowanych jako stosunki odpowiednich przyrostów i suchych mas zwykle nie mierzonych elementów drzew do przyrostu i suchej masy grubizny tych drzew. Współczynniki te zostały obliczone na podstawie danych Vyskota (18) dla drzewostanów iglastych i według danych Ellenberga (8) dla drzewostanów liściastych. Dane Vyskota dotyczą drzewostanu w wieku 26 lat a dane Ellenberga drzewostanu w wieku 59 lat. Współczynniki obliczone na podstawie danych Vyskota i Ellenberga porównano ze współczynnikami obliczonymi na podstawie danych Anderssona (1) dotyczących dojrzałych drzewostanów liściastych na południu Szwecji. Stwierdzono, że wartości odpowiadających sobie współczynników są podobne a różnice pomiędzy nimi (zawsze mniejsze niż 12%) mogą być wytłumaczone przez różnice ekologiczne pomiędzy badanymi drzewostanami.

Średnia roczna intensywność (na hektar) absorpcji netto węgla przez ekosystem lasów iglastych (ϵ_C) wynosi:

$$\epsilon_C = \Delta g_C \times a_{11} \times \rho \quad (2)$$

gdzie:

- ΔG_C — średni przyrost grubizny w drzewostanach iglastych,
 a_{11} — współczynnik korekcyjny umożliwiający przeliczenie przyrostu grubizny na przyrost całkowitej biomasy drzew drzewostanu,
 ρ — gęstość węgla w drewnie: 0,26 t C/m³ (15).

Średnia roczna intensywność (na hektar) absorpcji netto węgla przez drzewa ekosystemu lasów liściastych (ϵ_D) wynosi:

$$\epsilon_D = \Delta G_D \times b_{14} \times \rho \quad (3)$$

gdzie:

- ΔG_D — średni przyrost grubizny w drzewostanach liściastych,
 B_{14} — współczynnik korekcyjny umożliwiający przeliczenie przyrostu grubizny na przyrost całkowitej biomasy drzew drzewostanu za wyjątkiem przyrostu biomasy liści gdyż w stanie stacjonarnym przyrost i rozkład biomasy liści jest procesem cyklicznym.

Całkowita absorpcja netto węgla w drzewach drzewostanów iglastych (A_c) i liściastych (A_d) może być obliczona przez odpowiednie pomnożenie ϵ_c i ϵ_d przez całkowitą powierzchnię drzewostanów iglastych (S_c) i liściastych (S_d). Całkowita roczna akumulacja (A) netto węgla we wszystkich ekosystemach leśnych w Polsce wynosi $A_c + A_d$. Zatem:

$$A = A_c + A_d = \epsilon_c \times S_c + \epsilon_d \times S_d \quad (4)$$

Oszacowanie emisji węgla z ekosystemów leśnych

Zakłada się istnienie dwóch głównych źródeł emisji węgla z ekosystemów leśnych: emisji zachodzącej podczas rozkładu martwej biomasy drzewnej pozostałej na zrębach i pożarzystkach oraz emisji zachodzącej podczas spalania biomasy w czasie pożarów leśnych. To założenie jest spełnione jeżeli absorpcja węgla jest obliczana na podstawie trwałego przyrostu biomasy, jak ma to miejsce w niniejszej pracy.

Emisja węgla następująca w wyniku rozkładu resztek pozrębowych, w tym pniaków i korzeni, w drzewostanach iglastych (E_c) wynosi:

$$E_C = P_C \times (a_1 + a_3 + a_5) \times \rho \quad (5)$$

gdzie:

- P_C — miąższość pozyskanej grubizny iglastej,
 a_1, a_3, a_5 — współczynniki korekcyjne umożliwiające przeliczenie miąższości grubizny iglastej na miąższość korzeni, pniaków i pozostałych resztek pozrębowych.

Podobnie emisja węgla następująca w wyniku rozkładu resztek pozrębowych, w tym pniaków i korzeni, w drzewostanach liściastych (E_D) wynosi:

$$E_D = P_D \times (b_3 + b_5) \times \rho \quad (6)$$

gdzie:

- P_D — miąższość pozyskanej grubizny iglastej,
 b_3, b_5 — współczynniki korekcyjne umożliwiające przeliczenie miąższości grubizny liściastej na miąższość korzeni, pniaków i pozostałych resztek poźrębowych (bez liści).

Równania te powinny zostać skorygowane wówczas gdy masy pozyskanej grubizny znacznie różnią się w poszczególnych analizowanych latach. Wynika to z niezerowego bilansu rozkładu i produkcji resztek poźrębowych w kolejnych latach.

Oszacowanie emisji węgla z biomasy spalonej w czasie pożarów lub ulegającej rozkładowi w wyniku pożarów leśnych

Niestety nie dysponujemy informacjami dotyczącymi wieku, składu gatunkowego i biomasy spalonej podczas pożarów leśnych w Polsce. Zakłada się zatem, że spaleni uległy drzewostany iglaste o przeciętnej zasobności. Średnia powierzchnia pojedynczego pożaru leśnego wyniosła zaledwie nieco ponad jeden hektar (2, 3, 7), a grubizna z pożarzysk posiadała nadal wartość handlową, dlatego można przyjąć, że spaleni uległy jedynie drobniaca i igły, natomiast korzenie uległy naturalnemu rozkładowi. Emisja węgla następująca w wyniku tych pożarów oraz naturalnego rozkładu biomasy pozostałej na pożarzysku (E_p) może być oszacowana jako:

$$E_F = S_F \times \frac{W_c}{S_c} \times (a_1 + a_3 + a_5) \times \rho \quad (7)$$

gdzie:

- S_F — powierzchnia pożarów leśnych,
 W_c — zasobność grubizny w lasach iglastych,
 a_1, a_3, a_5 — współczynniki korekcyjne umożliwiające przeliczenie grubizny na drobnicę, igły i korzenie.

Zatem z równań 5, 6 i 7 wynika, że całkowita emisja węgla (E) wynosi:

$$E = E_C + E_D + E_F \quad (8)$$

Oszacowanie retencji węgla w ekosystemach leśnych

Ekosystemy leśne uczestniczą w retencji węgla związanego w biomacie roślin. Jednakże tutaj ograniczono się do retencji węgla w drzewach jako elementach ekosystemów leśnych (R_c), którą oszacowano jako:

$$R_C = [W_C \times a(6) + W_D \times b(6)] \times \rho \quad (9)$$

gdzie:

- W_D — zapas grubizny liściastej w lasach Polski.

Wyniki i dyskusja

Absorpcja węgla

Oszacowanie średniej rocznej absorpcji węgla (na hektar) w ekosystemie iglastym (ϵ_c , równ. 2) wynosi 1,5 t C/ha/rok, a w ekosystemie liściastym (ϵ_d , równ. 3) 1,3 t C/ha/rok. Wartości te określają całkowity strumień węgla wpływający do odpowiedniego ekosystemu. Wyniki te znajdują się w górnym zakresie oszacowania absorpcji węgla przez tundrę i dolnym zakresie oszacowania absorpcji węgla przez tajgę na terenie byłego ZSRR (12).

TABELA 1

Dane wejściowe do szacowania bilansu C dla ekosystemów leśnych Polski; dane pochodzą z następujących źródeł: Anonim (1990, 1991a,b, 1992)

Symbol	Opis	Jednostki	Wartości dla roku		
			1989	1990	1991
S_C	całkowita powierzchnia drzewostanów iglastych	10^3 ha	6785	6789	6775
S_D	całkowita powierzchnia drzewostanów liściastych	10^3 ha	1887	1904	1919
S_F	całkowita powierzchnia pożarów leśnych	10^3 ha	5	5	2
ΔG_C	średni roczny przyrost grubizny w drzewostanach iglastych	$m^3/ha/rok$	3,5	3,5	3,58
ΔG_D	średni roczny przyrost grubizny w drzewostanach liściastych	$m^3/ha/rok$	3,44	3,44	3,52
P_C	pozyskana grubizna iglasta	$10^6 m^3$	16,36	13,77	12,69
P_D	pozyskana grubizna liściasta	$10^6 m^3$	4,90	3,84	4,33
W_C	zapas grubizny w drzewostanach iglastych	$10^6 m^3$	1114	1134	1156
W_D	zapas grubizny w drzewostanach liściastych	$10^6 m^3$	318	323	328

Zakres błędów tych oszacowań zależy głównie od dokładności oszacowania średniego rocznego przyrostu grubizny (na hektar) w drzewostanach. Dane użyte w tym opracowaniu są danymi opublikowanymi oficjalnie (tab. 1), a zatem mogłyby być one uważane za dokładne. Jednakże Marszałek (16) podkreśla, że "przyrost grubizny w lasach w Polsce nie jest dokładnie znany" więc porównano dane o średnim rocznym przyroście grubizny w Polsce i innych sąsiednich krajach (tab. 2). Dane te wskazują na możliwość niedoszacowania średniego rocznego przyrostu w Polsce¹. Stwierdzenie Marszałka jest również zgodne z danymi Anonima (5). Jeżeli to niedoszacowanie istotnie występuje, to wówczas błąd z nim związany występuje we wszystkich obliczeniach zawierających ΔG_C lub ΔG_D .

¹Niedoszacowanie w pomiarach leśnych występuje raczej często. Na przykład w Niemczech zasobność lasów na jednostkę powierzchni prawie podwoiła się w okresie od 1961 do 1987, m.in. z powodu zastosowania nowej metody pomiaru (6).

TABELA 2
Bieżący przyrost grubizny w Polsce i innych wybranych krajach Europy;
dane dla roku 1985 wg Anonima (1991a)

Kraj	Bieżący przyrost grubizny	
	$\overline{m^3/ha/rok}$	Polska = 100
Polska	3,49	100
Niemcy (RFN)	5,63	161
Niemcy (NRD)	5,79	166
Czechosłowacja	3,79	109
Dania	8,52	244

Przyjmuje się, że współczynniki korekcyjne określono z błędem mniejszym niż 5%. Dwie niezależne metody pozwoliły uzyskać prawie identyczne wartości współczynnika rozdziału zabsorbowanego węgla pomiędzy nadziemną i podziemną część drzew ekosystemu leśnego. Wartość 0,24 uzyskano na podstawie danych Vyskota (18) i wartość 0,23 obliczoną na podstawie danych Küppersa (13) i Tranquilliniego (17). Jednakże podobnych porównań nie udało się zrobić dla pozostałych współczynników. Przyjęto więc, że są one identyczne dla analizowanych lat ale zależą od typu ekosystemu.

Obliczenie rocznej akumulacji węgla netto w ekosystemach leśnych Polski jest wynikiem pomnożenia średnich intensywności absorpcji węgla w ekosystemach drzewostanów li-

TABELA 3
Roczna absorpcja netto C, roczna emisja C i roczny bilans emisji i absorpcji C dla ekosystemów leśnych Polski
dla lat 1988 i 1990; dane przedstawiono w 10^6 t C/rok

Proces	Rok		
	1989	1990	1991
ABSORPCJA			
Ekosystemy lasów iglastych	10,3	10,3	10,5
Ekosystemy lasów liściastych	2,5	2,5	2,6
Całkowita absorpcja	12,8	12,8	13,1
EMISJA			
Emisja z pozostałości pozrębowych w lasach iglastych	3,5	2,9	2,7
Emisja z pozostałości pozrębowych w lasach liściastych	0,9	0,7	0,8
Całkowita emisja z pozostałości pozrębowych	4,4	3,8	3,7
Emisja z pożarów leśnych i powodowanego przez te pożary rozkładu biomasy	0,2	0,2	0,1
Całkowita emisja	4,6	4,0	3,8
BILANS			
Trwałe wiązanie węgla	8,2	8,8	9,3

ściastych i iglastych przez ich powierzchnię (równ. 4). Wielkość powierzchni tych ekosystemów była szacowana metodami naziemnymi z pomijalnie małym błędem.

Absorpcja netto węgla we wszystkich ekosystemach leśnych Polski była prawie identyczna w roku 1988, 1990 i 1991, podobnie prawie identyczny był udział drzewostanów iglastych i liściastych w sumarycznej absorpcji. Wyniki liczbowe przedstawiono w tabeli 3.

Emisja węgla

Zasadnicze zmiany w budżecie węgla w drzewostanach w Polsce wynikają z czynników ekonomicznych, to jest głównie z intensywności cięć oraz w znacznie mniejszym stopniu ze zmiany sposobu użytkowania gruntów. Intensywność cięć w latach 1980–1988 była prawie stała a masa pozyskanego drewna wahała się od $22 \times 10^6 \text{ m}^3$ do $25 \times 10^6 \text{ m}^3$ (2). Ten fakt umożliwia przyjęcie założenia, że w owym okresie "eksport" i "import" rozkładających się resztek pozrębowych pomiędzy kolejnymi latami był pomijalnie mały. Sytuacja taka jednakże nie zawsze miała miejsce w okresie 1988–1991, gdyż choć masa pozyskanego drewna w latach 1991 i 1990 była prawie identyczna (7) to jednak była ona o 18% mniejsza niż w roku 1989. Zatem w latach 1991 i 1990 miał miejsce "import" tych resztek powodujący wzrost emisji węgla. Oszacowanie tego wzrostu jest możliwe jeżeli przyjmie się, że całkowity rozkład tych resztek następuje w ciągu około 10 lat (10). Wówczas emisja w latach 1991 i 1990 jest o około 5% większa niż wielkości uzyskane z równań 5 i 6 (tab. 3), lecz mimo to jest ona niższa od emisji w roku 1989 o 19,6% (dla roku 1990) i o 15,5% (dla roku 1991).

Zmiana sposobu użytkowania gruntów miała pomijalnie mały wpływ na bilans węgla gdyż całkowita powierzchnia leśna wzrosła jedynie o około 0,3% przy braku trwałych wylesień. Ten wzrost powierzchni leśnej był powiązany z promocją drzewostanów liściastych (wzrost powierzchni o 1,7%) które mają absorpcję węgla (na hektar) o około 15% niższą niż drzewostany iglaste (równ. 2 i 3).

W roku 1989 spłonęło 5086 ha lasów, w roku 1990 — 5029 ha a w roku 1991 — 2110 ha (2, 3, 7). Pożary leśne w pomijalnie małym stopniu uczestniczą w ogólnej emisji węgla z ekosystemów leśnych (tab. 3).

Roczny bilans wiązania węgla w drzewostanach w Polsce

Roczny bilans węgla w drzewostanach uzyskano przez porównanie absorpcji netto i emisji węgla. Bilans ten określa wiązanie węgla czyli różnicę absorpcji netto i emisji (tab. 3). Absorpcja netto stanowi 178% (w roku 1989), 220% (w roku 1990) i 245% (w roku 1991) emisji węgla dla odpowiedniego roku. Wiązanie węgla wyniosło zaś 0,95 t C/ha/rok (w 1989 r.), 1,01 t C/ha/rok (w 1990 r.) i 1,07 t C/ha/rok (w 1991 r.). Wcześniejsze rozważania wskazują na to, że są to prawdopodobnie przybliżenia z dołu wartości rzeczywistych.

Oszacowanie retencji węgla w ekosystemach leśnych w Polsce

Retencja węgla w ekosystemach leśnych w Polsce wynosiła $672 \cdot 10^6 \text{ C}$ (w roku 1989), $684 \cdot 10^6 \text{ C}$ (w roku 1990) i $697 \cdot 10^6 \text{ C}$ (w roku 1991), co w przeliczeniu na powierzchnie daje odpowiednio 77,5 t C/ha, 78,7 t C/ha oraz 80,2 t C/ha. Wartości te nie obejmują węgla zakumulowanego w glebach leśnych i martwych szczątkach roślinnych. Retencja węgla w

fitomasie ekosystemów leśnych w Polsce jest w przybliżeniu równa retencji węgla w fitomasie mieszanego lasu liściastego na terenie byłego ZSRR według oszacowania Kolchuginy i Vinsona (12). Według innych oszacowań (5) retencja węgla w ekosystemach leśnych Polski przyjmuje wartości pośrednie pomiędzy retencjami iglastych i liściastych, pierwotnych drzewostanów strefy umiarkowanej.

Literatura

1. **Anderson, F.** 1970: Ecological studies in a Scandinavian woodland and meadow area, Southern Sweden. II Plant biomass, primary production and turn over of organic matter. *Bot. Notiser* 123: 8–51.
2. **Anonim**, 1990: Leśnictwo w... 1989. Dane statystyczne. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa — GUS (in Polish).
3. **Anonim**, 1991a: Leśnictwo w... 1990. Dane statystyczne. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa — GUS (in Polish).
4. **Anonim**, 1991b: Rocznik Statystyczny 1991. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa — PZWS (in Polish).
5. **Anonim**, 1991c: Estimation of Greenhouse Gas Emissions and Sinks. Final report from the OECD experts meeting prepared for Intergovernmental Panel on Climate Change. OECD/OCDE.
6. **Anonim**, 1991d: Agrarbericht 1991. Deutscher Bundestag. Bonn.
7. **Anonim**, 1992: Rocznik Statystyczny 1992. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa — PZWS (in Polish).
8. **Ellenberg H.**, 1971: Integrated Experimental Ecology. Methods and Results of Ecosystem Research in German Solling Project. Chapman and Hall Ltd London.
9. **Eriksson H.**, 1991: Sources and Sinks of Carbon Dioxide in Sweden. *Ambio* 20: 146–150.
10. **Goudriaan J.**, and **Ketner P.**, 1984: A simulation study for the global carbon cycle including man's impact on the biosphere. *Climate Change* 6. 167–192.
11. **Jarvis P.G.**, and **Leverentz J.W.**, 1983: Productivity of Temperate Deciduous and Evergreen Forests. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., and Ziegler, H. (eds.) *Encyclopedia of Plant Physiology (New Series) Vol. 12D: Physiological Plant Ecology IV — Ecosystem Processes: Mineral Cycling, Productivity and Man's Influence.* Springer — Berlin, Heidelberg, New York. 233–280 pp.
12. **Kolchugina T.P.**, and **Vinson T.S.**, 1993: Equilibrium analysis of carbon pools and fluxes of forest biomes in the former Soviet Union. *Can. J. For. Res.* 23. 81–88.
13. **Küppers M.**, 1991: Changes in plant ecophysiology across a Central European hedgerow ecotone. In: Hansen, A.J, di Castri, F. (eds.): *Landscape boundaries.* Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 285–303 pp.

14. **Krzysik F.**, 1978: Nauka o drewnie. PWN, Warszawa.
15. **Larcher W.**, 1980: Physiological Plant Ecology, Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
16. **Marszałek T.**, 1991: Leśnictwo w Polsce. In: Przewodnik leśniczego. Świat, Warszawa. 13–28 pp.
17. **Tranquillini W.**, 1973: Physiological Ecology of the Alpine Timberline. tree Existence at High Altitudes with Special Reference to the European Alps. Ecological Studies 31, Billings, W.D., Golley, F., Lange O.L., and Olson. J.S. (eds.). Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
18. **Vyskot M.**, 1983: Young Scotch pine in biomas. Rozprawy Cechoslowenske Akademie Ved 93.4.

Summary

Balances of carbon sequestration and release (in the form of CO₂) in forest ecosystems of Poland were estimated for the years 1989, 1990, and 1991. The year 1989 was a first year of important economic changes (and a kind of crisis) in the economy of Poland. Those changes were reflected in the balances mentioned above.

The flux and retention of carbon in a forest ecosystem depend mainly on productivity of trees in the upper storey of tree stands. Therefore that features was estimated using a method consisting in a recalculation of thickwood increment and growing stock of stands (the data from forest inventories) into the increment or volume of total tree biomass. The carbon sequestration in forest ecosystems estimated in that way is equals ca 1 C/ha/year, respectively to the kind of ecosystems.

The retention of carbon in all forest ecosystems of Poland, as assessed after the method mentioned above, increased from about $672 \cdot 10^6$ C in 1989 to about $697 \cdot 10^6$ C in 1991.

The carbon release from forest ecosystems of Poland resulted almost exclusively from the decay of logging residues. That release was by 17% lower in 1991 than in 1989, when it was $4,6 \cdot 10^6$ C.

The occuracy of the above mentioned estimates depends mainly on the errors of estimate of the current increment of thickwood. Literature data point out to a possibility of underestimation of this increment. If it is so, the figures obtained in this paper approximate the "real" values from below.